

TWIST++ Arbeitspapier – AP 5

Indikatoren zur Bewertung alternativer Wasserinfrastrukturen im Projekt TWIST++

Autoren:

Dr. Dr. Christian Sartorius (Fraunhofer ISI)

Dr. Thomas Hillenbrand (Fraunhofer ISI)

Peter Levai (IWW)

Ilka Nyga (BUW)

Martin Schulwitz (ILS)

Dr. Felix Tettenborn (Fraunhofer ISI)

Stand: November 2016

Inhalt

Abkürzungen	iv
Einführung	1
1 Ökologische Ziele	3
1.1 Belastung durch Nährstoffe (Gewässerschutz): P und N	3
1.2 Belastung durch ökotoxikologische Stoffe (Gewässerschutz): Metalle Cu und Zn, Arzneimittel Diclophenac und Biozid Terbutryn	6
1.3 Belastung durch sauerstoffzehrende Stoffe (Gewässerschutz): CSB	8
1.4 Belastung durch ökotoxische Stoffe (Bodenschutz): Cd, Pb, PAK	9
1.5 Emission klimarelevanter Gase (Treibhausgase – THG)	11
1.6 Beeinflussung des Mikroklimas (durch bauliche Maßnahmen)	13
1.7 Ressourcenverbrauch	14
1.8 Ressourcenrückgewinnung	16
1.9 Flächenverbrauch (Ver- und Entsorgungsanlagen)	17
2 Sicherheitsrelevante Ziele	19
2.1 a) Hygiene (Keimzahl)	19
2.1 b) Geruch/Trübung	20
3 Ökonomische Ziele	23
3.1 Aufwendungen: Investitions- und Nettobetriebskosten	23
3.2 Flexibilität/Systemwechselbereitschaft	24
4 Soziale Ziele	26
4.1 Bequemlichkeit (Servicequalität)	26
4.2 Wirtschaftliche Belastung (Bezahlbarkeit)	26
4.3 Belästigung der Nutzer oder Dritter im Betrieb	27

5 Technische Ziele	29
5.1 Anfälligkeit für Prozessstörungen (im Normalbetrieb)	29
5.2 Auswirkungen eines Versagenszustandes.....	31
5.3 Bereitstellung von Löschwasser.....	32
5.4 Flexibilität bzgl. sich ändernder Rahmenbedingungen	33
5.5 Anforderungen an andere Infrastrukturbereiche.....	34
Quellen	36

Abkürzungen

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
aRWB	Abzuschreibender Restbuchwert
AW	Abwasser
bND	Bilanzielle Nutzungsdauer
BPW	Bruttoproduktionswert
BW	Betriebswasser
C	Symbol für chem. Element Kohlenstoff
CAN	Calciumammoniumnitrat (Trivialname: Kalkammonsalpeter)
CH ₄	Chem. Formel für Methan
GK	Größenklasse
CO ₂	Chem. Formel für Kohlendioxid
Cu	Symbol für chem. Element Kupfer
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DüMV	Düngemittelverordnung
GW	Grauwasser
KRA	Kumulierter Rohstoffaufwand
LF	Leistungsfähigkeit (i.d.R. zwischen 0 und 100%, entspricht Teilnutzwert)
N	Symbol für chem. Element Stickstoff
N ₂ O	Chem. Formel für Lachgas
ÖFL	Ökologische Flächenleistung
P	Symbol für chem. Element Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe Heterogene Stoffgruppe, von denen 16 durch Konvention des U.S. EPA als re- präsentativ ausgewählt und als Summenwert analysiert werden (Σ EPA-PAK ₁₆)
PUS	Planungsunterstützungstool
THG	Treibhausgas
TS	Trockensubstanz
TSP	Triplesuperphosphat
TW	Trinkwasser
Zn	Symbol für chem. Element Zink

Einführung

Neben der Entwicklung alternativer Wasser- und Abwasserinfrastrukturen besteht ein Ziel des Projektes TWIST++ darin, diese Alternativen im Vergleich zur bestehenden, konventionellen Infrastruktur zu bewerten. Anhand des vorliegenden Arbeitspapiers soll eine Möglichkeit aufgezeigt werden, wie vorhandene technische Alternativen vergleichend bewertet und auf Basis dieser Bewertung in eine Rangfolge gebracht werden können. Hierzu wurde im Vorfeld (in TAP 5.1) die Nutzwertanalyse als geeignetes mehrdimensionales Bewertungsverfahren identifiziert.

Die unterschiedlichen Dimensionen der Bewertung werden innerhalb eines dreistufigen Zielsystems abgebildet und mit Kriterien ergänzt. Um einen Vergleich zu ermöglichen, wird zu jedem Kriterium mindestens ein Indikator als Messgröße identifiziert. Die Indikatoren und deren Operationalisierung für die Nutzwertanalyse werden nachfolgend beschrieben. Dabei wird für jeden Indikator auf die Relevanz für den zu betrachtenden Teilbereich (Abwasser, Betriebswasser und Trinkwasser) und die Möglichkeit der Quantifizierung eingegangen. Notwendig wird dies, um die Zielerträge in Zielerreichungsgrade zu überführen, aus denen im Anschluss die (Teil-) Nutzwerte der Alternativen ermittelt werden.

Um die Teilnutzwerte der verschiedenen Kriterien vergleichbar zu machen, werden sie mittels Transformationskurven normalisiert; die dafür notwendigen Fixpunkte werden ebenfalls für jeden Indikator angegeben. Typischerweise werden die Fixpunkte so festgelegt, dass einerseits der volle Teilnutzwert (1 bzw. 100%) dann als erreicht angesehen wird, wenn von der Infrastruktur keine negative Wirkung auf die Umwelt oder die Gesundheit der Menschen ausgeht oder wenn sie keine (Extra-)Kosten verursacht, andererseits ein Teilnutzwert von 0 zur Anwendung kommt, wenn ein vorhandener gesetzlicher Grenzwert gerade noch eingehalten wird. Existiert kein gesetzlicher Grenzwert, dann kommen andere Fixpunkte zum Einsatz. Sofern nichts Anderes angegeben ist, wird unterstellt, dass die Transformationskurven für die gewählten Indikatoren zwischen den Fixpunkten linear verlaufen.

Ergänzend wird auf die Quantifizierung der Indikatoren für das Referenzsystem eingegangen, mit dem die in TWIST++ entwickelten Infrastrukturen verglichen werden sollen. Das Referenzsystem spiegelt i.d.R. die konventionelle Infrastruktur wieder, die bisher anstelle der neuen Alternative zum Einsatz kommt oder kommen würde und die i.d.R. den gesetzlichen Anforderungen entspricht. Grundsätzlich sollte das konventionelle System vor Ort maßgebend sein. Dieses muss ggf. (wenn bspw. aufgrund von Übergangsregelungen noch nicht vorhanden) mit seinen technischen Anforderungen und Systemgrenzen für die Modellgebiete erst noch entwickelt werden (z.B. Wohlsborn-Rohrbach). Sollten hierfür keine Indikatorwerte ermittelbar sein oder der Indikator Standortunabhängig sein, kann auf die, in einschlägigen empirischen Datensammlungen angegebenen, Durchschnittswerte des vergleichbaren konventionellen Systems in Deutschland zurückgegriffen werden.

Die Zielerträge der in TWIST++ entwickelten Infrastruktursysteme werden durch Simulation innerhalb des Planungsunterstützungssystems (PUS), anhand von Literaturrecherchen oder aus den Versuchsreihen des Projektes im Labor ermittelt und für die jeweilige Fallstudie¹ innerhalb der Systemgrenze des Modellgebietes skaliert. Messungen, die über eventuell gesetzlich vorgeschriebene Kontrollmessungen für den Betrieb von bestehenden Anlagen hinausgehen, sind vor Ort nicht vorgesehen.

¹ Fallstudie: Gesamtheit der innovativen Infrastrukturelemente, die innerhalb der Systemgrenzen für die Modellgebiete entwickelt und mit dem Referenzsystem verglichen werden.

1 Ökologische Ziele

1.1 Belastung durch Nährstoffe (Gewässerschutz): P und N

Relevanz: Die Nährstoffe Phosphor (P) und Stickstoff (N) sind (im Kontext der Fallstudien) für Abwasser (AW) relevant, da gereinigtes Abwasser in die Gewässer abgegeben wird und die trotz Reinigung noch enthaltenen Nährstoffe dort Eutrophierung hervorrufen können. Auch Nebenprodukte der AW-Reinigung wie Klärschlamm oder die Gärreste der anaeroben Behandlung (zwecks Biogaserzeugung) desselben können beim Ausbringen in der Landwirtschaft zu Gewässerbelastungen führen, wenn der enthaltene Stickstoff (als Nitrat) ins Grundwasser sickert.

Nährstoffe sind nicht unmittelbar relevant für Trinkwasser (TW) oder Betriebswasser (BW), da hiervon keine Nährstoffbelastungen für die Gewässer ausgehen. Der TW-Verbrauch ist aber insofern indirekt von Bedeutung, als eine Reduktion des Wasserverbrauchs (bei gleichen Frachten) zu höheren Nährstoffkonzentrationen führt, die durch die AW-Reinigung unter den gesetzlichen Grenzwert gesenkt werden müssen. Gleiches gilt im Falle der Vakuumkanalisation, da Schwarz- oder Braunwasser weniger verdünnt sind.

Quantifizierung: Die Konzentrationen bzw. Frachten von P und N, die im System von Technikkomponente zu Technikkomponente fließen und ggf. das System verlassen, sollten im Planungsunterstützungssystem (PUS) darstellbar und damit quantifizierbar sein. Bewertungsrelevant sind die Frachten pro angeschlossenem Einwohner im Ablauf zum Vorfluter. Eine mögliche Grauwasser (GW)-Behandlung reduziert nur den C-, kaum jedoch den N- oder P-Gehalt; naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren (z.B. Bodenfilter, iWET) reduzieren auch N und P. Zusätzlich sind die durch das Regenwassermanagement verursachten Nährstoffemissionen zu berücksichtigen.

Was die Grundwasserbelastung durch Nitrat aus landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen oder Gärresten angeht, kann eine Quantifizierung bspw. durch die Bestimmung der Austragsmenge erfolgen.² Ist dieser Ansatz wegen der mangelnden Verfügbarkeit entsprechender Bodendaten nicht möglich, dann kann ersatzweise die aktuell gemessene Nitratkonzentration im Grundwasser des betroffenen Gebietes zur Bewertung herangezogen werden. Liegt diese Konzentration aktuell schon in der Nähe des Grenzwertes von 50 mg/l, dann ist es wahrscheinlicher, dass zusätzliche Belastungen wie die durch Klärschlamm oder Gärreste sich negativ auswirken, als wenn zunächst keine oder geringe Belastungen vorliegen.

² Der Stickstoffaustrag erfolgt im Wesentlichen in gelöster Form mit dem Sickerwasser. Die Höhe der Niederschläge und das Wasserrückhaltevermögen sind dabei die beiden Haupteinflussfaktoren für die Austragsmenge. Die Auswaschungswahrscheinlichkeit von Nitraten kann anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bestimmt werden, die als Quotient aus der Versickerung und der der nutzbaren Feldkapazität ermittelt und in Prozent angegeben wird. Auf Basis dieses Anteils und er ausgebrachten Gesamtmenge kann die Belastung des Grundwassers bestimmt werden.

Referenzsystem: Allgemein: Die durchschnittliche P- bzw. N-Fracht pro Einwohner im Ablauf von konventionellen Kläranlagen wird berechnet aus der mittleren Konzentration (gewichtetes Mittel aller Größenklassen) und der durchschnittlichen Abwassermenge. Im konkreten Fall dienen ggf. auch konventionelle Kläranlagen als Referenz, die bereits vorhanden sind oder geeignet wären, dort zum Einsatz zu kommen (d.h. z.B. kleine Kläranlage in einem kleinen Ort wie Wohlsborn).

Die durchschnittlichen EW-spezifischen Frachten im Ablauf für P_{ges} und N_{ges} laut Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2010 (DWA 2010) sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Durchschnittliche EW-spezifische Frachten und Grenzwerte der Konzentrationen von P_{ges} und N_{ges} im Kläranlagenablauf

	GK 1	GK 2	GK 3	GK 4	GK 5	Durchschnittswert		
EW-spezifische Fracht nach DWA 2010							DeStatis 2013	
P_{ges} (g/(EW*a))	208	218	138	63	38	62	63	
N_{ges} (g/(EW*a))	1.431	1.200	801	788	767	800	665	
Grenzwert der Konzentration nach AbwV, Anh. 1C								
P_{ges} (mg/l)	--	--	--	2	1			
N_{ges} (mg/l)	--	--	--	18	13			

Fuchs et al. (2014) zufolge ist der Ablauf der Kläranlagen nicht die einzige Eintragsquelle für Phosphor und Stickstoff aus der öffentlichen Abwasserentsorgung. Hinzu kommen Einträge direkt aus der Kanalisation, wenn beispielsweise bei einer Trennkanalisation Niederschlagsmengen über den Regenwasserkanal oder bei einer Mischkanalisation infolge von Starkregen Abwasser wegen Kapazitätsengpässen in der Kanalisation per Überlauf direkt in die Vorfluter abgeschlagen wird. Der Anteil dieser Einträge an den gesamten Einträgen der öffentlichen Abwasserentsorgung beträgt ca. 32% im Fall von Phosphor und 20% im Fall von Stickstoff. Die EW-spezifischen Frachten in Tabelle 1 würden dadurch im Durchschnitt um 48% bzw. 25% erhöht.

Allerdings können diese Steigerungsraten nicht auf die Grenzwerte übertragen werden, da für den (Sonder-)Fall des Eintrags direkt aus der Kanalisation kein Grenzwert existiert. Wie groß dessen Einfluss ist hängt letztlich ausschließlich davon ab, wie oft und mit welcher Intensität der Fall Eintritt (abhängig von Art der Kanalisation: Misch- bzw. Trennkanalisation, Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung).

Die mögliche Belastung des Grundwassers durch N-Verbindungen aus Klärschlämmen oder Gärresten kann aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Einflussfaktoren für Deutschland insgesamt nicht direkt ermittelt werden. Stattdessen könnte die potenzielle zusätzliche Belastung aus der aktuell vorhandenen Nitratbelastung abgeleitet werden.³ Es wird aber davon

³ Der Anteil der Brunnen mit mehr als 50 mg/l Nitrat kann bspw. folgendem Link entnommen werden: <http://www.vsr-gewaesserschutz.de/15.html>

abgesehen, diese bei der Referenzinfrastruktur zu berücksichtigen, da überwiegend nur die feste Phase ausgebracht wird, von der eine geringere Belastung ausgeht.

Transformationskurve: Ein Fixpunkt liegt bei 100% Leistungsfähigkeit (LF)⁴, was auf das Fehlen jeglicher N- oder P-Emissionen (d.h. Fracht = 0 g/(EW*a) hindeutet.

0% LF (= mit der Einhaltung des gesetzlichen Grenzwertes einhergehende Fracht pro Nutzer) ist als weiterer Fixpunkt nur bedingt anwendbar, weil laut Abwasserverordnung (AbwV, Anhang 1 C) für kleine Kläranlagen keine entsprechenden Grenzwerte existieren (siehe Tabelle 1). Stattdessen: 50% LF = durchschnittliche Nährstofffracht pro Nutzer (Gewichteter Durchschnittswert der verschiedenen Größenklassen oder Wert für die relevante Größenklasse, soweit diese als Vergleich zum Ansatz kommt). Laut Statistischem Bundesamt (DeStatis 2013, Fachserie 19, Reihe 2.1.2) betrug im Jahr 2010 in 99,3% des Abwassers (= 9,919 Mrd. m³) die Jahresfracht im Ablauf der KA von P_{ges} 7.448 t und in 98,9% des Abwassers (= 9,881 Mrd. m³) die Jahresfracht im Ablauf von N_{ges} 78.735 t. Auf die gesamte Abwassermenge (9,988 Mrd. m³) hochgerechnet sind das Ablauffrachten von 7.500 t P und 79.611 t N. Bezogen auf den Jahresmittelwert von 119,68 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten resultieren daraus EW-spezifische durchschnittliche jährlich Ablauffrachten von 63 g P und 665 g N. Bei Berücksichtigung der direkten Einträge aus der Kanalisation (vgl. Referenzsystem) würden diese Werte auf 93 g P bzw. 831 g N ansteigen. In diesem Zusammenhang gilt es Folgendes zu beachten: Der Wert für N (665 g) weicht signifikant von dem Wert aus dem DWA-Leistungsvergleich 2010 (800g) ab. Da die Daten von DeStatis vollständig sind, ist diesen bei der Durchschnittsbetrachtung über alle Größenklassen hinweg der Vorzug zu geben. Soll dagegen eine bestimmte Größenklasse als Referenz betrachtet werden, dann müssen die DWA-Zahlen verwendet werden.

Da die (im Modellgebiet Wohlsborn vorgesehene) Vergärung von Schwarzwasser mit anschließender Ausbringung der Gärreste einschließlich der flüssigen Phase in der Landwirtschaft dazu führen würde, dass sich die LF von durchschnittlich 0,5 auf über 0,9 verbessern würde, diese Besserbewertung aber nur gerechtfertigt ist, wenn dadurch nicht gleichzeitig eine nennenswerte Belastung des lokalen Grundwassers verursacht wird, wird vorgeschlagen, vom oben berechneten LF-Wert für N-Emissionen in die Gewässer einen Anteil (in %) zu subtrahieren, der sich an der Sickerwassermenge oder, falls das nicht möglich ist, bspw. am Anteil der Messstellen oder Brunnen orientiert, an denen der Grenzwert von 50 mg/l schon heute überschritten wird.

4 Der hier verwendete Begriff der Leistungsfähigkeit (LF; =Performance) ist analog zum jeweiligen Teilnutzwert. D.h. eine hohe LF (z.B. 100%) resultiert in einem hohen Nutzwert (1), eine niedrige (z.B. 0%) in einem niedrigen Nutzwert (0). Wenn nicht anders angegeben wird für den gesamten Wertebereich ein linearer Zusammenhang zwischen LF und Teilnutzwert unterstellt.

Ein Teilnutzwert von 0 wird häufig unterstellt, wenn ein vorhandener Grenzwert vollständig ausgeschöpft wird, weil dann alle gesetzlich zulässigen Zustände die LF-Spanne von 0 bis 100% genau ausschöpfen. **Wichtig: Bei Kommunikation dieses Sachverhaltes nach außen** ist dem Eindruck entgegenzuwirken, die Einhaltung des Grenzwertes (mit Nutzwert=0) sei nutzlos.

1.2 Belastung durch ökotoxikologische Stoffe (Gewässerschutz): Metalle Cu und Zn, Arzneimittel Diclophenac und Biozid Terbutryn

Relevanz: Wie bei Kriterium 1.1 sind die ökotoxikologischen Stoffe für TW und BW nicht relevant, da davon keine entsprechenden Belastungen für die Gewässer ausgehen.

Für den Bereich AW wird der Einfluss der Infrastrukturalternativen auf den Rückhalt von Cu, Zn, Diclophenac und Terbutryn als Stellvertreter für eine sehr große Gruppe von ökotoxikologisch relevanter Substanzen bestimmt.⁵ Diese Substanzen sind in verschiedenen Listen prioritärer Substanzen (vgl. Übersicht in Hillenbrand et al. 2015, Kap. 2) aufgeführt und gewinnen zunehmend an Bedeutung für über die konventionelle AW-Reinigung hinausgehende Reinigungsstufen. Diclophenac wird dabei über das Schmutzwasser der Abwasserbehandlung zugeführt, Terbutryn überwiegend durch das Niederschlagswasser, Cu und Zn sowohl durch Schmutz- als auch Niederschlagswasser, wobei je nach Regenwassermanagement (z.B. Schmutz- oder Regenwasserabschlag im Fall von Starkniederschlägen) ein mehr oder weniger großer Anteil auch unmittelbar in die Gewässer gelangen kann. Je nachdem, wie mit der Weiterbehandlung oder Entsorgung des Niederschlagswassers (z.B. Versickerung) umgegangen wird, kann das auch Implikationen für den Bodenschutz (Kriterium 1.4) haben.

Quantifizierung: Es werden keine umfassenden Messungen zum Rückhalt ökotoxischer Stoffe durchgeführt. Stattdessen wird die Reinigungswirkung aufgrund von Erfahrungen (der Projektpartner) mit der Verfahrenstechnik und den beteiligten physikalisch-chemischen Prozessen und aufgrund entsprechender empirischer Erkenntnisse in der Literatur abgeschätzt. Generell geht es hier jeweils um den (prozentualen) Anteil der dem System zugeführten Fracht, der ggf. vor dem Ablauf zurückgehalten wird.⁶ Für die Bewertung wird für die vier betrachteten Stoffe der Mittelwert der jeweiligen Eliminationsraten bestimmt.

Wird der Rückhalt (bzgl. Emission in Gewässer) von Schadstoffen überwiegend dadurch erzielt, dass diese nicht in Gewässer, sondern (z.B. durch Versickerung) in den Boden geleitet wird, so sollte dies im Zusammenhang mit der Belastung des Bodens durch ökotoxische Stoffe (Kriterium 1.4) weitergehend diskutiert werden. Als kritisch wäre in diesem Fall insbesondere zu bewerten, wenn Schadstoffe dadurch auf landwirtschaftliche Flächen oder ins Grundwasser gelangten.

Referenzsystem: Die in der Literatur dokumentierte Eliminierung von Diclophenac in Kläranlagen variiert zwischen <10% und >90%, u.a. abhängig von der angewendeten Verfahrens-

⁵ Cu und Zn stellen in Gewässern die Schwermetalle mit den höchsten (und am wenigsten abnehmenden) Konzentrationen dar (→ Handlungs- und Bewertungsbedarf) (vgl. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4017.html>, Tab. 10). Diclophenac ist eines der im AW am häufigsten auftretenden Arzneistoffe. Terbutryn ist Bestandteil von Baumaterialien, die im Außenbereich eingesetzt werden (z.B. Putze, Farben) und gelangt durch Auswaschen über Regenwasser in Boden bzw. Gewässer.

⁶ Mit diesem Vorgehen wird gleichzeitig das Problem umgangen, dass bspw. in der AbwV für Haushaltsabwasser keine und für andere Abwässer unterschiedliche Grenzwerte angegeben sind.

technik. Die am häufigsten gemessenen Eliminationsraten liegen für konventionelle Kläranlagen mit Belebtschlamm sowie Vor- und Nachklärung und P-Eliminierung zwischen 20% und 60%, so dass hier von durchschnittlich 40% ausgegangen werden kann. Für Terbutryn gibt es nur eine Quelle (Böhler/Siegrist, 2011), die die Rückhaltewirkung mit 20 bis 40% angibt, so dass von durchschnittlich 30% ausgegangen werden kann. Bei Cu und Zn wurden für Kläranlagen mit P-Elimination Eliminationsraten von 88 bzw. 82% (MUNLV, 2003) gemessen, was mit den von Fuchs et al. (2002) angegebenen Raten von 88 bzw. 79% weitgehend übereinstimmt. Die letztgenannten Raten werden daher in beiden Fällen als durchschnittliche Eliminationsraten des Referenzsystems (Abwasserableitung über konventionelle kommunale Kläranlagen) angenommen.

Allerdings ist hier mehr noch als bei den Nährstoffen zu berücksichtigen, dass Terbutryn, Cu und Zn überwiegend über Regenwasser in das Abwassernetz gelangen und deshalb unter bestimmten Bedingungen (insbes. Starkregen) direkt in die Vorfluter abgeschlagen werden können. Fuchs et al. (2014) zufolge ist die Menge der auf diesem Weg zusätzlich in die Gewässer gelangenden Cu- und Zn-Einträge um den Faktor 3,5 bzw. 3,2 höher als die direkten Einträge aus kommunalen Kläranlagen. Für Terbutryn beträgt dieser Faktor 0,72 (KIT 2015); für Diclophenac, dessen Quelle im Haushaltsabwasser liegt, beträgt der Anteil der kanalisationsbedingten Einträge dagegen nur 2,5% der Einträge aus Kläranlagenabläufen (Hillenbrand et al. 2015). Da auf diesem Eintragspfad keine Elimination erfolgt, werden die oben ermittelten Eliminationsraten für die konventionelle Infrastruktur unter Berücksichtigung des Beitrags der Kanalisation deutlich reduziert. In Tabelle 2 sind die Raten für beide Eintragsquellen aufgeführt. Als Referenz für die Bewertung der gesamten Abwasserinfrastruktur dienen die niedrigeren Zahlen.

Tabelle 2: Eintragspfadabhängige Eliminationsraten (in %) für ausgewählte ökotoxikologische Stoffe (Erläuterungen im Text)

Eintragspfad	Diclophenac	Terbutryn	Cu	Zn	Mittelwert
Kommunale Kläranlagen	40	30	88	79	59
Komm. Kläranlagen + Kanalisation	39	17	20	19	24

Stützt sich, wie im vorliegenden Fall, die Bewertung auf mehrere Indikatoren, dann sind auch dann alle Indikatoren zu berücksichtigen, wenn es bzgl. eines oder mehrerer Indikatoren beim Vergleich von konventioneller und innovativer Infrastruktur wegen Systemgleichheit keinen Unterschied gibt oder im jeweiligen Modellgebiet einer oder mehrere Indikatoren nicht relevant sind. Im letzten Fall werden dann die Werte für die Referenz übernommen.

Transformationskurve: Da es keine gesetzlichen Grenzwerte für die genannten ökotoxischen Stoffe im Ablauf öffentlicher Kläranlagen gibt, kann die mit der exakten Einhaltung dieser Grenzwerte verbundene Fracht nicht als Fixpunkt (LF=0%) der Transformationskurve verwendet werden. Stattdessen wird die prozentuale Rückhaltewirkung (0 ... 100%) unmitelbar, d.h. linear, in die LF (0 ... 100%) transformiert.

1.3 Belastung durch sauerstoffzehrende Stoffe (Gewässerschutz): CSB

Relevanz: Für TW und BW ist dieses Kriterium wie bei Kriterium 1.1 irrelevant, da beide auf die Belastung der Gewässer mit sauerstoffzehrenden Substanzen keinen Einfluss ausüben. Die Reduktion des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) ist ein wesentliches Ziel der biologischen AW-Behandlung, da die Belastung der Gewässer mit organischem Material zu Sauerstoffzehrung und damit zu einer starken Beeinträchtigung der natürlichen Umwelt ("Umkippen" von Gewässern) führt.

Quantifizierung: Der CSB und die dadurch repräsentierten Konzentrationen bzw. Frachten organischer Materie, die im System zwischen den Technikkomponenten fließen und ggf. das System verlassen, sollten im PUS darstellbar und damit quantifizierbar sein. GW-Behandlung reduziert CSB ebenfalls, genauso wie eine Bodenpassage (iWET).

Referenzsystem: Allgemein kommt hier die durchschnittliche CSB-Fracht pro Einwohner im Ablauf von konventionellen Kläranlagen zum Ansatz. Die vom gemessenen Anteil (99,2%) auf die gesamte Abwassermenge (9,988 Mrd. m³) hochgerechnete CSB-Fracht im Ablauf aller deutschen KA betrug laut DeStatis (2013) im Jahr 2010 284.698 t. Bezogen auf den Jahresmittelwert von 119,68 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten resultiert daraus eine EW-spezifische durchschnittliche Ablaufracht von 2,38 kg CSB pro Jahr. Der Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2010 (DWA 2010) gelangt im Vergleich dazu zu einem Wert von 2,42 kg/(EW*a).

Im konkreten Fall kann ggf. auch eine konventionelle Kläranlage, die bereits vorhanden ist oder geeignet wäre, dort zum Einsatz zu kommen (d.h. z.B. eine kleine Kläranlage in einem kleinen Ort wie Wohlsborn), als Referenz dienen. Die entsprechenden tatsächlichen Referenzfrachten für Kläranlagen verschiedener Größenklassen können Tabelle 3 entnommen werden.

Tabelle 3: Tatsächliche CSB-Frachten und CSB-Grenzwerte für Kläranlagen verschiedener Größenklassen und deren gewichteten Mittelwert.

	GK 1	GK 2	GK 3	GK 4	GK 5	Mittelwert
Tatsächliche CSB-Fracht (lt. DWA 2011) (kg/(EW*a))	3,58	3,07	2,39	2,17	2,54	2,42
CSB-Grenzwert (lt. AbwV) (mg/l)	150	110	90	90	75	92,9
Jahresabwassermengen (Mio. m ³)	113	528	511	4.114	4.722	

Transformationskurve: LF = 100% entspricht einer Fracht von 0 g CSB (pro Einwohner und Jahr) im Ablauf. LF = 0% entspricht der mit der Ausschöpfung des gesetzlichen Grenzwertes einhergehenden Fracht pro Nutzer und Jahr. Dabei kommt entweder der Wert für die relevante Größenklasse zum Ansatz, wie er sich aus der Abwasserverordnung (Anhang 1 C) ergibt, oder der mit den Jahresabwassermengen gewichtete Durchschnittswert aller Größenklassen. Dieser Durchschnittswert entspricht (unter Berücksichtigung von 119,68 Mio. EW

und 9,988 Mrd. m³ Abwasser) einer maximal erlaubten CSB-Fracht von 7,75 kg/(EW*a). Alle Grenzwerte sind in Tabelle 3 aufgelistet.

1.4 Belastung durch ökotoxische Stoffe (Bodenschutz): Cd, Pb, PAK

Relevanz: TW und BW sind für die Bewertung dieses Kriteriums irrelevant, da von ihnen keine entsprechenden Belastungen ausgehen.

Während der AW-Behandlung verbleibt ein großer Teil der Schadstoffe im Klärschlamm (für die Quantifizierung werden beispielhaft Cd, Pb und PAK betrachtet), der teilweise landwirtschaftlich genutzt wird (→ Bodenschutz). Auch wenn P gezielt aus dem Abwasser bzw. dem Klärschlamm zurückgewonnen wird, stellt sich die Frage, welche Mengen an Schadstoffen das zurückgewonnene P noch kontaminieren und ggf. durch die Ausbringung als Düngemittel in die Umwelt gelangen.

Quantifizierung: Wie bei Kriterium 1.2 (Ökotoxische Stoffe, Gewässerschutz) sind auch hier keine Messungen vorgesehen. Außerdem wären die Messergebnisse davon abhängig, welche Stoffmengen den Kläranlagen mit dem ungereinigten Abwasser überhaupt zugeführt werden. Stattdessen wird aufgrund von Erfahrungen mit der Verfahrenstechnik und der beteiligten physikalisch-chemischen Prozesse oder aufgrund anderer empirischer Erkenntnisse für die ökotoxischen Stoffe Cd, Pb und PAK die Fracht bestimmt, die z.B. im Rahmen der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm in die Umwelt ausgebracht wird. Berücksichtigt (d.h. abgezogen) werden in diesem Fall die Schadstoffmengen, die auf Seiten der ersetzten mineralischen Dünger nicht in die Umwelt verbracht werden. Für die Bewertung werden die resultierenden (Netto-) Cd-, Pb- und PAK-Einträge zu den Grenzwerten der Düngemittelverordnung (DüMV)⁷ in Relation gesetzt und der Mittelwert der jeweiligen Verhältniszahlen bestimmt. Soweit die Belastung des Bodens nicht durch die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm erfolgt, werden die ausgebrachten Mengen und analog dazu aus den Grenzwerten abgeleitete Bezugswerte pro EW und Jahr bestimmt (auch wenn die Grenzwerte für diesen Pfad eigentlich nicht relevant sind).

Referenzsystem: Das Klärschlammaufkommen aus der öffentlichen Abwasserbehandlung in Deutschland im Jahr 2010 betrug laut Ergebnisbericht Abwasserbehandlung – Klärschlamm von DeStatis (2013) 1,887 Mio. t Trockenschlamm (TS). Vom gesamten Klärschlammaufkommen wurden 0,566 Mio. t (= 30%) landwirtschaftlich, 0,259 Mio. t (= 13,7%)

⁷ Gemäß der seit 2014 maßgeblichen DüMV betragen die Grenzwerte für Cd und Pb 1,5 bzw. 150 mg/kg TS Klärschlamm. Bezüglich PAK gibt es in der Novelle der AbfKlärV einen Grenzwert für Benzo(a)pyren, der 1 mg/kg TS Klärschlamm beträgt. Da Benzo(a)pyren ein Repräsentant der Substanzgruppe der PAK (genauer: Σ EPA-PAK₁₆) ist, von denen er ca. 5% ausmacht (Scheffer/Schachtschabel 2002, Götz 2008), würde der entsprechende Grenzwert für PAK₁₆ 20 mg/kg TS Klärschlamm betragen. Um das Problem der Übertragung des Grenzwertes für Benzo(a)pyren auf PAK₁₆ zu umgehen, kann auch auf die Grenzwerte für letztere in Anhang 2, Punkt 4.2 der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 10 bzw. 3 mg/kg Trockenmasse Feinboden zurückgegriffen werden.

in landbaulichen Maßnahmen und 0,058 Mio. t (= 3,1%) anderweitig stofflich verwertet. Da sich alle Arten der stofflichen Verwertung auf die Bodenqualität auswirken, kommt somit die gesamte stoffliche Verwertungsquote von 46,8% zum Tragen. Der landwirtschaftlich verwertete Klärschlamm wies einen durchschnittlichen Schadstoffgehalt von 1,0 g Cd, 37,5 g Pb und 6,6 g PAK pro t TS (UBA 2013) auf.⁸ Werden diese Schadstoffkonzentrationen im Klärschlamm auf den gesamten stofflich verwerteten Anteil (0,884 Mio. t) angewendet, dann beitragen die davon ausgehenden Cd-, Pb- und PAK-Einträge in den Boden 0,88 t, 33,2 t bzw. 5,8 t pro Jahr.

Grundsätzlich ersetzt an dieser Stelle der in der Landwirtschaft ausgebrachte Klärschlamm mineralische Düngemittel, die ebenfalls mit Cd und anderen Schwermetallen kontaminiert sind (Hillenbrand 2009). Die Nährstoffmengen im Klärschlamm können dem Ergebnisbericht Abwasserbehandlung – Klärschlamm von DeStatis (2013) entnommen werden, wobei zu beachten ist, dass die Pflanzenverfügbarkeit von N und P aus dem Klärschlamm nur 34 bzw. 20% der Verfügbarkeit in gängigen mineralischen Düngemitteln wie Kalkammonsalpeter (= Calciumammoniumnitrat: CAN) und Triplesuperphosphat (TSP) beträgt (Hillenbrand (2009), so dass die ersetzten N- und P-Mengen der mineralischen Düngemittel geringer als die im Klärschlamm enthaltenen sind. Die pro Jahr substituierten Mineraldüngermengen betragen demnach 33.056 t CAN und 13.131 t TSP; deren Cd-Fracht beträgt den Daten von Kördel (2007) zufolge 0,006 t und 0,189 t Cd sowie 0,529 t und 0,133 t Pb. Von den oben berechneten Cd- und Pb-Einträgen (in den Boden) würden also 22% bzw. 2% kompensiert, so dass letztlich neben 5,8 t PAK 0,69 t Cd und 32,5 t Pb zu Buche schlagen.

Transformationskurve: Ansatz analog zu Kriterium 1.3: LF = 100% entspricht einer Fracht von 0 g Schadstoff (pro Einwohner und Jahr) im Ablauf. LF = 0% entspricht der mit der Ausschöpfung des gesetzlichen Grenzwertes einhergehenden Fracht pro Nutzer und Jahr. Diese Grenzwerte betragen laut DüMV (früher: Klärschlammverordnung – AbfKlärV: §4; seit Anfang 2015: DüMV) für Cd und Pb 1,5 bzw. 150 mg/kg TS Klärschlamm. Bezüglich PAK (genauer: Σ EPA-PAK₁₆) gibt die BBodSchV (Anhang 2, Punkt 4.2) einen Grenzwert von 10 mg/kg Trockenmasse Boden an (vgl. Fußnote 5). Die (konventionelle) Referenzinfrastruktur schöpft diese Grenzwerte für Cd, Pb und PAK zu 52%, 25% bzw. 66% aus.

Da detaillierte Messungen nicht vorgesehen sind, wird seitens der innovativen Infrastruktursysteme lediglich eine grobe Abschätzung der Einträge auf der Grundlage der Kenntnis der Einzelprozesse und ihres Zusammenwirkens aus bestehenden Labor- und Demonstrationsanlagen erfolgen.

⁸ Obwohl die aufgeführten gemessenen Durchschnittsgehalte unterhalb der Grenzwerte liegen, ist insbesondere für Cd damit zu rechnen, dass in Zukunft der Anteil stärker belasteter Klärschlämme, die nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden dürfen, wodurch auch der Durchschnittswert sinken wird. Gegenwärtig liegen dazu aber noch keine Werte vor.

1.5 Emission klimarelevanter Gase (Treibhausgase – THG)

Relevanz: In den Bereichen von TW und BW entstehen THG-Emissionen nicht direkt durch die Behandlung des Wassers, sondern nur im Zusammenhang mit der Bereitstellung und Nutzung der für Gewinnung, Verteilung und Aufbereitung erforderlichen Energie (die durch den Verbrauch von sonstigen Betriebsmitteln und deren Herstellung verursachten indirekten THG-Emissionen werden nicht betrachtet). Noch größer ist der Energiebedarf (inkl. Wärme) für die AW-Behandlung. Daher werden zunächst die mit der (fossilen) Energiebereitstellung verbundenen THG-Emissionen berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wird dagegen ggf. im Faulurm produziertes Methan, soweit es anschließend erneut in Strom oder Wärme umgewandelt wird. Außerdem werden entsprechend dem Vorgehen im Nationalen Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar (UBA 2014) die CO₂, CH₄ und N₂O-Emissionen einbezogen, die unmittelbar im Behandlungsprozess (Belüftung, Faulung, Denitrifikation) entstehen. Gleiches gilt für die Biomasseerzeugung (z.B. in der "Energieallee"), die zu einer entsprechenden CO₂-Gutschrift führt. (Faulungs-)Prozesse in der Kanalisation und dadurch ggf. verursachte Methan-Emissionen werden dagegen wegen fehlender Daten nicht berücksichtigt.

Quantifizierung: Im Bereich der AW-Behandlung können CO₂-Emissionen grundsätzlich aus der Differenz der Konzentration des vorhandenen organischen Materials in Zu- und Abflüssen berechnet werden, wobei bei Letzterem auch aus der Kläranlage ausgeschleuster Klärschlamm, Gärreste und ggf. Biogas zu berücksichtigen wären. Diese Berechnungen sind im Einzelfall möglich; Durchschnittswerte für alle konventionellen Kläranlagen in Deutschland liegen jedoch nicht vor, zumal die tatsächlichen Emissionen stark von den jeweiligen Betriebsbedingungen abhängen. Dies ist auch der Grund, weshalb im Inventarbericht des Umweltbundesamtes (UBA 2014, Kap. 8.3) CO₂, CH₄ und N₂O zwar als in der Abwasserbehandlung relevante THG angesehen werden, wegen des Fehlens einer geeigneten Methode eine Berechnung der CO₂-Emissionen aber nicht erfolgt.⁹ Für die Bewertung wird daher die CO₂-Entstehung im Zuge der biologischen AW-Behandlungsprozesse ebenfalls nicht berücksichtigt. Wohl aber werden die CO₂-Emissionen berücksichtigt, welche bei der Gewinnung der für die Wassergewinnung und AW-Behandlung erforderlichen elektrischen Energie freigesetzt werden.

CH₄- und N₂O-Emissionen können aufgrund nicht vollständig gereinigten Abwassers auch nach Ableitung in den Vorfluter entstehen; in der vorliegenden Bewertung werden aber nur die Emissionen berücksichtigt, die unmittelbar im Rahmen der Abwasserbehandlung entstehen. Ein Resultat der Abwasserbehandlung sind im Prinzip außerdem die Emissionen aus

⁹ Unseres Erachtens führt die Veratmung organischer Substanzen im Abwasser zwar zu CO₂-Emissionen, für die aber bei der Entstehung der Ausgangssubstanzen durch pflanzliches Wachstum entsprechende Mengen CO₂ aus der Luft absorbiert wurden. Daher ist dieser Prozess im Prinzip klimaneutral, was die Nichtberücksichtigung rechtfertigt. Andererseits ließen sich durch Vermeidung dieser CO₂-Produktion (z.B. durch Vergärung anstelle von Veratmung der Biomasse) THG-Emissionen an anderer Stelle kompensieren.

Klärschlamm (einschl. flüssiger Phase) und aus Gärresten, die in der Landwirtschaft genutzt werden.

Im Inventarbericht des UBA (2014, Kap. 8.3) wird aus den oben genannten Gründen (d.h. fehlende Bestimmungsmethode für CO_2) die Analyse der Treibhausgasemissionen nur für CH_4 und N_2O durchgeführt. Für die kommunale Abwasserbehandlung wird dabei die Annahme getroffen, dass CH_4 -Emissionen (THG-Potenzial: 21 CO_2 -Äquivalente) nur bei abflusslosen Gruben, nicht jedoch in zentralen KA und KKA (mit aerober AW-Behandlung) auftreten, da bei letzteren entweder CH_4 nicht entsteht oder aufgefangen und verwertet oder abgefackelt wird. Letzteres wird auch für die industrielle AW-Behandlung angenommen.

Im Unterschied zu CH_4 wird N_2O (THG-Potenzial: 310 CO_2 -Äquivalente) bei der Nitrifikation und (vor allem) Denitrifikation planmäßig freigesetzt. Daher wird seine durchschnittliche Emission im Inventarbericht des UBA (2014, Kap. 8.3) für die kommunale AW-Behandlung insgesamt sowie für die AW-Behandlung in ausgewählten Industriezweigen (mit N:C-Verhältnis $> 0,025$) geschätzt. Dabei wird unterstellt, dass 1% der N-Fracht im KA-Zulauf als N_2O emittiert wird. Außerdem findet im Bereich Landwirtschaft eine ähnliche Abschätzung für ausgebrachten Klärschlamm statt (wobei auch hier die CH_4 - gegenüber den N_2O -Emissionen als vernachlässigbar angesehen werden). Dabei werden von den mit dem Klärschlamm ausgebrachten N-Mengen zunächst die durch NO - und NH_4 -Emissionen (-13%) sowie durch Auswaschung und Oberflächenabfluss verursachten N-Verluste (-30%) subtrahiert, bevor von der verbleibenden N-Menge dann 1,25% als N_2O emittiert angesehen werden.

Letztlich erfolgt die Aggregation verschiedener Emissionen entsprechend der THG-Potenziale (THG-Äquivalente).

Referenzsystem: Laut Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft (ATT et al. 2015) sind für die Gewinnung, Aufbereitung und Bereitstellung eines Kubikmeters Trinkwasser 0,51 kWh Strom erforderlich. Bei einem Wasserverbrauch von 122 Litern pro Tag bzw. 44,5 Kubikmetern pro Jahr und Person in einem durchschnittlichen deutschen Haushalt sind das 22,7 kWh pro Einwohner und Jahr. Unter Berücksichtigung des CO_2 -Emissionsfaktors für den deutschen Strommix von 558 g/kWh (UBA 2014) resultieren daraus spezifische CO_2 -Emissionen in Höhe von 12,7 kg/(EW*a). Seitens der AW-Entsorgung gibt der Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2011 (DWA 2011) den durchschnittlichen spezifischen Stromverbrauch der erfassten (91,5% aller) Kläranlagenkapazitäten mit 34,0 kWh/(EW*a) an. Unter Berücksichtigung des oben angegebenen CO_2 -Emissionsfaktors resultieren daraus spezifische CO_2 -Emissionen in Höhe von 19,0 kg/(EW*a) für die Abwasserentsorgung. Infolge des höheren spezifischen Stromverbrauchs sind dabei die spezifischen CO_2 -Emissionen kleinerer Kläranlagen etwas höher als die größerer Anlagen (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Spezifischer Stromverbrauch und resultierende spezifische CO₂-Emissionen von Kläranlagen verschiedener Größenklassen und deren gewichtete Mittelwerte.

	GK 1	GK 2	GK 3	GK 4	GK 5	Mittelwert
Spezifische Stromverbrauch (lt. DWA 2011) (kWh/(EW*a))	54,1	41,5	38,1	34,1	32,9	34,0
CO ₂ -Emissionen* (kg/(EW*a))	30,2	23,2	21,3	19,0	18,4	19,0

* Auf Grundlage des Emissionsfaktors 558g/kWh des deutschen Strommixes (UBA 2014)

Pro angeschlossenen Nutzer (EW) beträgt außerdem die N-Fracht im Zulauf kommunaler Kläranlagen 11 g pro Tag. Daraus resultieren durchschnittliche Emissionen (pro EW und Jahr) in Höhe von 63 g N₂O bzw. 19,6 kg CO₂-Äquivalenten. Mit dem Klärschlamm wurden im Jahr 2012 26.700 Tonnen N ausgebracht, von denen nach Abzug der Verluste durch NO- und NH₄-Emissionen sowie Auswaschung und Oberflächenabfluss 1,25%, d.h. 203,3 Tonnen als N₂O emittiert wurden. Das ergibt pro EW und Jahr zusätzlich durchschnittliche Emissionen in Höhe von 1,7 g N₂O bzw. 526 g CO₂-Äquivalenten, zusammen also 65 g N₂O bzw. 20,1 kg CO₂-Äquivalente. Zusammen mit dem CO₂ sind das insgesamt 39,1 kg CO₂-Äquivalente pro Einwohner und Jahr.

Transformationskurve: LF = 100% bedeutet: keine THG-Emissionen. Da gesetzliche Grenzwerte für die THG-Emissionen von Wasser und Abwasserinfrastrukturen nicht existieren, kommen hier die durchschnittlichen THG-Emissionen mit LF = 50% zum Ansatz. Je nach Fallstudie kann als Referenz eine (konventionelle) AW-Infrastruktur einer bestimmten Größenklasse (z.B. GK 1 in Wohlsborn) oder die durchschnittliche deutsche Infrastruktur dienen.

1.6 Beeinflussung des Mikroklimas (durch bauliche Maßnahmen)

Relevanz: Für TW und BW ist dieser Parameter nur von geringer Relevanz, da hier nur geringfügig Flächen versiegelt werden (Großteil der Infrastruktur in vorhandenen Gebäuden). Offene Löschwasserbehälter können einen positiven Einfluss auf das Umgebungsklima haben. Gleiches gilt für die Versickerung oder Verrieselung an Fassaden von Regen- und BW. AW: Kläranlagen liegen meist abseits der Siedlungszonen; dezentrale Anlagen meist in Gebäuden oder unterirdisch. Bei unachtsamer Planung können Baukörper wichtige Luftleitbahnen / Kaltluftschneisen unterbrechen, auch außerhalb bzw. am Rande der Siedlungskörper. Ebenso sollte ein Bau in „Kaltluftentstehungsbereichen“ vermieden werden. Der Betrieb von BHKWs mit Klärgasen und die Trocknung von Klärschlamm können durch warme Abluft einen geringen Einfluss auf das Mikroklima haben.

Quantifizierung: Es erfolgt eine qualitative Diskussion der Vor- und Nachteile konventioneller und innovativer Systeme hinsichtlich Mikroklimawirksamkeit anhand der Indikatoren: tatsächlich versiegelte Fläche, typische Lage, Wärmeausstoß, Gebäudekubatur. Für die Bewertung kommt ein Bonus-Malus-System (s. Transformationskurve) zum Einsatz.

Referenzsystem: Bewertung erfolgt ausgehend vom konventionellen System, welches neutral, d.h. mit einer LF von 50% bewertet wird.

Transformationskurve: Bewertung mittels Bonus-Malus-System ausgehend von der konventionellen (Infrastruktur-)Anlage als Referenz (LF = 50%).

Beispiele:

Versiegelung von >5% eines Kaltluftentstehungsgebietes → -10% LF;

Versiegelung von >50% eines Kaltluftentstehungsgebietes → -20% LF;

Freisetzung entsprechender zuvor versiegelter Kaltluftentstehungsgeb. → +10% (+20%) LF;

Baukörper mit Breite $\leq 20\%$ der Breite einer Luftleiterbahn → -10% LF;

Baukörper mit Breite >20% der Breite einer Luftleiterbahn → -20% LF;

Freisetzung entsprechender zuvor verbauter Luftleiterbahnen → +10% (+20%) LF.

1.7 Ressourcenverbrauch

Relevanz: Der wichtigste Anteil des Ressourcenverbrauchs ist der Energie- bzw. Stromverbrauch, der in den Bereichen TW (Förderung, Aufbereitung, Speicherung, Verteilung), BW (Behandlung, Verteilung) und AW (Systemtechnik wie Pumpen/Heber, Behandlung) anfällt. Außerdem verbraucht die AW-Behandlung Wärme (insbesondere für die Faulung). Der Strom- und Wärmebedarf bei der Wassernutzung bspw. in den Haushalten wäre nur dann einzubeziehen, wenn sich aufgrund unterschiedlicher Wasserinfrastruktursysteme (deutliche) Unterschiede ergeben würden.

Weitere Ressourcen sind Betriebsstoffe wie Fäll-, Flockungs- und Entwässerungsmittel im Bereich AW oder Hilfsstoffe für die Aufbereitung, Desinfektion oder Konditionierung von TW. Ebenfalls als Ressource zu berücksichtigen ist das Wasser selbst, da je nach Gestaltung der Infrastruktur (z.B. Regenwassernutzung oder Vakuumkanalisation) unterschiedliche Mengen Rohwasser für die Bereitstellung vergleichbarer Wasserver- und AW-Entsorgungsdienstleistungen in Anspruch genommen werden.

Neben dem Betrieb ist grundsätzlich auch die Bauphase ressourcenrelevant, da für den Bau der Behandlungsanlagen und der Ver- bzw. Entsorgungsnetze für TW und AW große Mengen an Rohstoffen verbraucht werden.

Quantifizierung: Theoretisch sollte elektrische Energie anhand des Strommixes in Primärrohstoffe umgerechnet und Wärme direkt in Form der verbrannten Rohstoffe angesetzt werden und diese und alle anderen Betriebsmittel und Baustoffe anhand der spezifischen kumulierten Rohstoffaufwände (KRA) aggregiert werden. Da diese Vorgehensweise sehr aufwändig ist und nicht alle Betriebsmittel und Baustoffe hinsichtlich ihrer Verbrauchsmengen bekannt sind, erfolgt die Aggregation auf der Grundlage der Preise der Betriebsmittel und die Erfassung wird zumindest für die Referenzanlage teilweise in aggregierter Form durchge-

führt.¹⁰ Die gesamten Betriebsmittelkosten werden folglich in $\text{€}/(E^*a)$ ermittelt und angegeben. Die gleiche Vorgehensweise könnte grundsätzlich auch für den Bau der Infrastrukturen angewendet werden. Allerdings wird ein großer, wenn nicht der überwiegende Teil der Baukosten nicht für die erforderlichen Rohstoffe sondern für Lohnkosten, Forschung und Entwicklung sowie die Finanzierung aufgewendet. Bei innovativen Infrastrukturelementen ist die mangelnde Repräsentanz des Rohstoffaufwandes durch die Kosten wegen der aufgeführten Bestimmungsgründe besonders hoch, so dass die Einbeziehung der Baukosten nicht nur zu einer Überschätzung des Rohstoffeinsatzes, sondern zusätzlich zu einem Bias zulasten der innovativen Systeme führen könnte. Um dies zu vermeiden, wird auf die Erfassung der baulichen Ressourcen verzichtet.

Ergänzend erfolgt wegen der besonderen Bedeutung der Ausweis des Stromverbrauchs (in $\text{kWh}/(E^*a)$ und $\text{€}/(E^*a)$).¹¹ U.U. können hier auch Zahlen aus dem PUS genutzt werden. Zusätzlich zu den Betriebsmittel- (und Energie-)kosten erfolgt die Bestimmung des Wertes des in Anspruch genommenen Wassers mittels der in Anspruch genommenen Menge und des mittleren Wasserentnahmeentgeltes.¹²

Referenzsystem: Die Ermittlung des Betriebsmittelverbrauchs der Referenzinfrastruktur erfolgt auf Basis der Kostenstrukturstatistik (Fachserie 4, Reihe 6.1) des Statistischen Bundesamtes, die alle fremdbezogenen Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe umfasst und von der Wasser und Energie zur Weiterverteilung abzuziehen sind. Sie betragen im Durchschnitt der Jahre 2011 und 2012 721 Mio. € für die Wasserver- und 877 Mio. € für die Abwasserentsorgung (DeStatis 2013b, 2014). Die gesamten Betriebsmittelkosten werden dann anhand der gesamten jährlichen Wasserabgabe zum Letztverbrauch (4,5 Mrd. m^3) und der gesamten jährlichen Schmutzwassermenge Deutschlands (5,01 Mrd. m^3) sowie des durchschnittlichen Wasserverbrauchs ($44,9 \text{ m}^3/(E^*a)$) auf den/die einzelne/n Nutzer/in herunter gerechnet. Die entsprechenden Kosten berechnen sich dementsprechend zu $0,16 \text{ €/m}^3 \text{ TW}$ und $0,175 \text{ €/m}^3 \text{ AW}$ sowie (für TW und AW zusammen) zu $15,05 \text{ €}/(E^*a)$. Hinzu kommt die verbrauchte

¹⁰ Eine Aggregation der Ressourcenmengen erfolgt in den entsprechenden Statistiken i.d.R. auf Basis des spezifischen kumulierten Rohstoffaufwandes (genau, aber aufwändig) oder allein auf Basis des Gewichtes (gute Datenverfügbarkeit, aber ungenau). Die Aggregation auf Basis des Preises stellt hier einen guten Kompromiss dar. Die Tatsache, dass die Rohstoffpreise enormen Schwankungen unterliegen können, wird dadurch ausgeglichen, dass für den Vergleich der Infrastrukturen Rohstoffpreise bzw. -kosten identischer Jahrgänge oder Zeiträume verglichen werden.

¹¹ Bei der Festlegung des anzusetzenden Strompreises ist zu berücksichtigen, dass es hier nicht um die durch den Stromverbrauch verursachten Kosten, sondern um den Preis als Repräsentant für den zur Stromgewinnung erforderlichen Ressourcenaufwand geht. Besondere Umstände, die zu besonders hohen (z.B. Haushaltsstrom) oder niedrigen Preisen (z.B. für Überschussstrom an der Strombörse) führen, sollten daher ebenso unberücksichtigt bleiben wie Steuern und Abgaben. Es wird daher vorgeschlagen, im vorliegenden Kontext (Kriterium 1.7) einen einheitlichen Strompreis von $0,10 \text{ EUR/kWh}$ anzusetzen.

¹² Wasserentnahmeentgelt wird in 13 von 16 Bundesländern erhoben und beträgt zwischen 1,5 und 31 Cent pro Kubikmeter; der (mengengewichtete) Durchschnittswert beträgt $7,1 \text{ Cent}$ pro Kubikmeter.

Wassermenge selbst, deren Kosten ($44,9 \text{ m}^3 * 0,071 \text{ €/m}^3 =$) $3,19 \text{ €/(E*a)}$ betragen; das ergibt insgesamt $18,24 \text{ €/(E*a)}$.

Der durchschnittliche Stromverbrauch der Abwasserbehandlung in einer konventionellen kommunalen Kläranlage beträgt laut Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2011 (DWA 2011) 34 kWh/(E*a) , was bei einem Strompreis von $0,10 \text{ €/kWh}$ jährlichen Kosten von $3,40 \text{ €/(E*a)}$ entspricht.¹³ Für den Stromverbrauch der Abwasserableitung (soweit Ableitung im freien Gefälle nicht möglich ist) liegen keine deutschlandweiten Daten vor. Eine repräsentative Erhebung in Rheinland-Pfalz ergibt allerdings einen durchschnittlichen Energieverbrauch von $5,8 \text{ kWh/(E*a)}$ (MUFV 2007). Dieser Wert dürfte deutschlandweit im mittleren Bereich liegen, da das Bundesland im Durchschnitt weder flach noch ausgesprochen gebirgig ist. Die resultierenden Kosten betragen $0,58 \text{ €/(E*a)}$. Für die TW-Versorgung gibt das Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft (ATT et al. 2015) $0,51 \text{ kWh/m}^3$ an, woraus sich unter den oben getroffenen Annahmen bzgl. Wasserverbrauch und Strompreis $22,9 \text{ kWh/(E*a)}$ und $2,29 \text{ €/(E*a)}$ berechnen lassen. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass, gemessen in Euro, der Stromverbrauch insgesamt mit $6,27 \text{ €/(E*a)}$ $34,4\%$ des gesamten Ressourcenaufwandes für die konventionelle Wasserver- und Abwasserentsorgung ausmacht.

Transformationskurve: Durchschnittswerte für konventionelle Infrastrukturen = 50% LF; je weniger Ressourcen verbraucht werden, desto höher wird die LF, d.h. kein Ressourcenverbrauch = 100% LF. Die Transformationskurve verläuft linear.

Gesetzliche Grenzwerte existieren hier nicht.

1.8 Ressourcenrückgewinnung

Relevanz: Im Bereich der TW-Versorgung ist die Rückgewinnung von Wasser nicht relevant (d.h. dort wird kein Wasser zurückgewonnen). Durch die Verwendung von BW kann jedoch ein Teil (Trink-)Wasser eingespart werden. Allerdings geschieht die Bereitstellung von BW im Rahmen der AW-Behandlung; dabei zählt die Wassermenge nur einmal (AW oder BW) und nur in dem Umfang wie BW tatsächlich verwertet wird. Bei mehreren Aufbereitungsschritten zählt nur die TW-Menge, die am Ende tatsächlich substituiert wird.

Die Rückgewinnung der Nährstoffe Phosphor (P) und Stickstoff (N) findet hauptsächlich im Bereich AW statt. (Die Energierückgewinnung wird als Abzug beim Energieverbrauch (siehe Teilziel 1.7) berücksichtigt!)

Die bodenverbessernde Wirkung von landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen oder Gärresten geht mit der Ausbringung der enthaltenen Schadstoffe in die Umwelt einher und ist deshalb umstritten. Weniger umstritten (= "wertneutraler") ist demgegenüber die Rückgewinnung von organischem C (nicht Methan → Energieverbrauch).

¹³ Da der Energieverbrauch jedoch aufgrund natürlicher Gegebenheiten (Untergrund, Gefälle) regional teilweise sehr unterschiedlich ist, könnten für die Bewertung der Fallstudien auch regional angepasste Referenzwerte zum Ansatz kommen.

Quantifizierung: Die Quantifizierung erfolgt anhand des Rückgewinnungs- bzw. Recyclinggrades. Für den Indikator Wasser erfolgt die Berechnung, indem der Verbrauch des Trinkwassers der konventionellen Variante mit der Menge des zurückgewonnenen Wassers ins Verhältnis gesetzt wird. Bei 100% Wasserrückgewinnung würde kein Frischwasser mehr verbraucht; ohne Rückgewinnung Verwendung von 100% Frischwasser.

Rückgewinnungsanteile (%) von P und N beziehen sich auf das Verhältnis von rückgewonnenem zu im AW enthaltenem P bzw. N. Rückgewinnungsanteile (in %) von C entsprechen dem Anteil vom CSB im Zulauf.

Der Wert eines bestimmten Rückgewinnungsgrades hängt davon ab, um welchen Rohstoff es sich handelt (d.h. wie viel Aufwand für seine Gewinnung getrieben werden musste) und welche Menge am Ende zurückgewonnen wird. Daher wird der Durchschnittswert aus allen Prozentzahlen analog zum Ressourcenverbrauch (Kriterium 1.7) nach Gewichtung mit den für die Beschaffung aufzuwendenden Preisen ermittelt.

Referenzsystem: In der konventionellen TW-Ver- und AW-Entsorgung findet Rohstoffrückgewinnung nur im Rahmen der landwirtschaftlichen Nutzung des Klärschlammes statt. Da 30% des Klärschlammes landwirtschaftlich genutzt werden und N und P dabei zu Anteilen von 34 bzw. 20% pflanzenverfügbar sind (vgl. Kriterium 1.4), betragen die effektiven Rückgewinnungsraten in diesen Fällen 10,2 bzw. 6% → LF = 10,2 bzw. 6%

Transformationskurve: Der Rückgewinnungsgrad wird in Ermangelung entsprechender gesetzlicher Grenzwerte unmittelbar (linear) in die LF übersetzt. Aus den Einzelwerten für Wasser, P, N und C wird ein gewichteter Mittelwert gebildet. Erfolgt eine Preis-Gewichtung anhand der relativen Mengen (z.B. 122 Liter Wasser, 60 g CSB, 11 g N und 2 g P pro Person und Tag) und der jeweiligen Preise, dann beträgt die Gewichtung im vorliegenden Fall $0,25\text{€} : 0,005\text{€} : 0,003\text{€} : 0,002\text{€} = 96\% : 2,0\% : 1,2\% : 0,8\%$.¹⁴

1.9 Flächenverbrauch (Ver- und Entsorgungsanlagen)

Relevanz: Für TW und BW wird der Flächenverbrauch als gering angesehen; der Großteil der Infrastruktur befindet sich unter der Erde. Kläranlagen haben eine gewisse Flächenversiegelung zur Folge, Kanäle liegen jedoch auch unter der Erde. Auch weitere Anlagen zur Förderung und Speicherung von TW und AW (z. B. Pumpwerke, Speicherbehälter/-becken) sollten in der Gesamtbilanz Berücksichtigung finden (v. a. im Hinblick auf die Bewertung eines möglichen Systemwechsels). In der kommunalen Flächenbilanz (Katasterflächen) wird nicht die eigentliche bauliche Versiegelung untersucht, sondern nur die baurechtliche Festsetzung als „Gebäude- und Freifläche“ oder „Betriebsfläche“. Diese Flächen stehen der Allgemeinheit nicht mehr als überplanbare Freiflächen zur Verfügung und sind baurechtlich

¹⁴ Eine Gewichtung anhand des für Fragen der Rohstoffanspruchnahme relevanten kumulierten Rohstoffaufwandes würde eine ähnliche Relation zeitigen. Um die stark Gewichtung des zurückgewonnenen Wassers zu mindern, könnte alternativ auch eine Gleichgewichtung (1:1:1:1) verwendet werden.

somit „verbraucht“, auch wenn sie möglicherweise nicht vollständig versiegelt sind. Da die politischen Zielsetzungen (Bundesregierung: 30-ha-Ziel; Landesentwicklungspläne: langfristig Netto-Null-Verbrauch) an den Katasterflächenbilanzen orientiert sind und die entsprechenden Daten relativ leicht verfügbar sind, empfiehlt sich dieser Bezug auch für TWIST++.¹⁵

Quantifizierung: In der kommunalen Flächenbilanz (Katasterflächen) wird nicht die eigentliche bauliche Versiegelung untersucht, sondern nur die baurechtliche Festsetzung als „Gebäude- und Freifläche“ oder „Betriebsfläche“ für Ver- und Entsorgung (Schlüssel: GFVS, GFES, BFVS, BFES)¹⁶ in den entsprechenden Planwerken als Indikator herangezogen. Die baurechtliche Flächeninanspruchnahme durch neue und bestehende Anlagen wird in m² (oder ha) Fläche pro angeschlossenen Einwohner ermittelt. Da Kanäle meist im öffentlichen Straßenraum liegen (baurechtlich: Verkehrsfläche), tauchen sie in der Flächenbilanz meist nicht auf und stellen keinen zusätzlichen Flächenverbrauch dar.

Referenzsystem: Ermittlung der baurechtlich ausgewiesenen Fläche (in m² oder ha) der konventionellen Kläranlage(n) bezogen auf die Anzahl der angeschlossenen Einwohner. Bezogen auf den im Zusammenhang mit der Transformation (unten) eingeführten r_F -Wert ist der konventionellen Infrastruktur der Wert 1 zuzuordnen.

Transformationskurve: Ausgangspunkt: Verhältnis r_F von „Gebäude- und Freifläche“ sowie „Betriebsfläche“ innovativer Anlagen und Systeme zur entsprechenden Fläche konventioneller Systeme:

$$r_F = \frac{(GFVS + GVES + BFVS + BFES)_{\text{innovativ}}}{(GFVS + GVES + BFVS + BFES)_{\text{konventionell}}}$$

Eckpunkte der Transformation sind:

$r_F = 0$ (kein Flächenverbrauch) \rightarrow LF = 100%;

$r_F = 1$ (Netto-Null-Verbrauch) \rightarrow LF = 50% (= langfristige politische Zielsetzung);

dazwischen erfolgt lineare Interpolation.

Gesetzliche Grenzwerte spielen hier keine Rolle.

¹⁵ Es wurden auch Überlegungen angestellt, das Konzept der „ökologischen Flächenleistung“ (ÖFL) für die Bewertung des Flächenverbrauchs zu verwenden. Diese erwiesen sich aber aus folgenden Gründen als nicht praktikabel:

- Betrachtungsmaßstab ÖFL eher Quartiers-/Stadtteilebene; für Bewertung der Anlagen detaillierte Auswertung der „Bodendeckschichten“ auf dem Grundstück notwendig (\rightarrow Aufwand)
- ÖFL zielt auf Bewertung unterschiedlicher Nutzungsalternativen eines Gebiets ab, bewertet allerdings primär nicht unterschiedliche Gebietsgrößen
- ÖFL bewertet nur anhand unterschiedlicher „Bodendeckschichten“. \rightarrow unterirdische Anlagen werden auch hier nicht erfasst.

¹⁶ GFVS = Gebäude- und Freifläche zu Versorgungsanlagen; GFES = Gebäude- und Freifläche zu Entsorgungsanlagen; BFVS = Betriebsfläche Versorgungsanlagen; BFES = Betriebsfläche Entsorgungsanlagen

2 Sicherheitsrelevante Ziele

2.1 a) Hygiene (Keimzahl)

Relevanz: Nach TrinkwasserV (Anlagen 1 bzw. 3, jeweils Teil 1) dürfen im TW keine E. coli oder Enterokokken (0/100 ml) enthalten sein und eine Gesamtkeimzahl von 100/ml nicht überschritten werden.

Weder bei BW noch AW ist die (maximale) Anzahl enthaltener Bakterien eine gesetzlich vorgegebene Größe. Bei Einleitung in Badegewässer darf jedoch die Anzahl koloniebildender Einheiten (KbE) von intestinalen Enterokokken und E. coli im Gewässer eine bestimmte Größe (330 bzw. 900 KbE/100 ml auf Basis einer 90-Percentil-Bewertung) nicht überschreiten (EU Badegewässer-Richtlinie).

Je nach Verwendungszweck (in jedem Fall Duschwasser, ggf. auch Toiletten- oder Bewässerungswasser) kann dieses Kriterium auch auf BW angewendet werden.

Grundsätzlich kann die Keimbelastung als Indikator auch bei AW eine Rolle spielen, wenn bspw. bei Einleitung gereinigten AWs in sensible Gewässer die Keime durch die getrennte Behandlung von Schwarzwasser gar nicht erst in das Klärwerk gelangen. Allerdings würde sich hier die Frage nach dem geeigneten Referenzsystem (Misch- oder Trennkanalisation) und nach geeigneten Haltepunkten für die Transformationskurve stellen. Daher wird für AW zunächst nur eine qualitative Bewertung anhand von Argumenten pro und contra durchgeführt. In die Bewertung könnte diese in Form eines Bonus (z.B. +10% LF) eingehen, wenn nach der AW-Behandlung tatsächlich keine Keime eingeleitet werden.

Quantifizierung: Bestimmung der Gesamtkeimzahl (KbE/ml) bei TW sowie Anzahl koloniebildender Einheiten (KbE) von intestinalen Enterokokken und E. coli pro 100 ml bei BW.

Ist eine Bestimmung der Gesamtkeimzahl bei TW nicht möglich oder praktikabel, kann für die Quantifizierung des Zustandes ein alternativer Ansatz gewählt werden. Allgemein erhöht sich die Wahrscheinlichkeit für eine Aufkeimung (Erhöhung der Gesamtkeimzahl) bei folgenden Bedingungen:

- höherer TOC-Gehalt (= Nahrung für die Keime → Vermehrung)
- höherer Anteil an biologisch verwertbaren Werkstoffoberflächen wie EPDM (= Nahrung → Vermehrung)
- höhere Trinkwassertemperaturen (beschleunigte Vermehrung)
- längere Kontaktzeiten der Wasserphase mit Werkstoffoberflächen (→ Vermehrung)

Referenzsystem: Bei TW kommt die Gesamtkeimzahl im konventionell bereitgestellten TW zum Ansatz. Gesetzlich vorgeschrieben ist eine Zahl <100/ml. In der Praxis liegt die Zahl i.d.R. bei 0 oder, seltener, einem niedrigen einstelligen Wert. Werte >10 deuten auf Auffälligkeiten hin und werden längerfristig nicht toleriert.

BW wird im konventionellen System selten eingesetzt, weshalb es im Referenzsystem keine Rolle spielt.

Transformationskurve: Im Fall von TW entspricht eine Gesamtkeimzahl von 100/ml 0% LF und von 0/ml 100% LF; da auf Dauer auch eine Gesamtkeimzahl von >10/ml als problematisch angesehen wird, kommt hier eine nicht-lineare Transformationskurve zur Anwendung, die schon bei einer Gesamtkeimzahl von 10/ml nur 20% LF ausweist (vgl. Abbildung 1, links).¹⁷

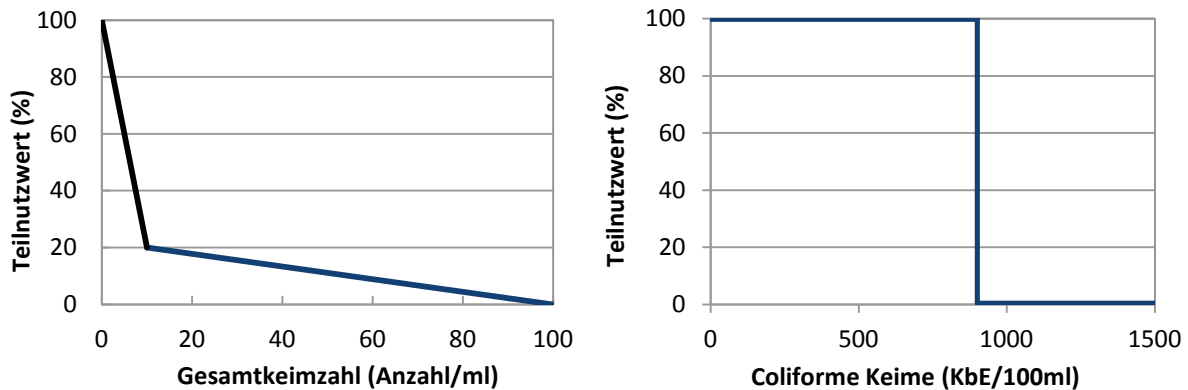


Abbildung 1: Nicht-lineare Abhängigkeit der Teilnutzwerte von der Leistungsfähigkeit bzgl. Gesamtkeimzahl bei Trinkwasser und der Anzahl coliformer KbE bei Betriebswasser

Im Fall von BW ergibt die Überschreitung der nach Badegewässer-RL maximal erlaubten Belastung *E. coli* (900 KbE/100 ml auf Basis einer 90-Percentil-Bewertung) einen Teilnutzwert (TNW) von 0%, 0 KbE ergibt einen TNW von 100%, dazwischen verläuft die Kurve bei sicherheitsrelevanten Verwendungen von BW (z.B. Verwendung als Duschwasser) linear. Ist die Verwendung von BW hingegen nicht sicherheitsrelevant (z.B. Toilettenspülung), dann stellt eine Verringerung der Keimzahl unter den Grenzwert hinaus keine Verbesserung dar. In diesem Fall weist die Transformationskurve daher am Grenzwert eine Sprungstelle auf. Bei Keimzahlen unterhalb des oder gleich dem Grenzwert beträgt der TNW dann 100%, oberhalb des Grenzwertes hingegen 0% (vgl. Abbildung 1, rechts).

Wird BW genutzt, dann resultiert die Gesamtbewertung aus dem verbrauchsmengewichteten Mittelwert der TNW für TW und BW; wird nur TW genutzt, dann zählt alleine der TW-relevante TNW-Wert.

Gesetzliche Grundlagen: Trinkwasserverordnung, Anlage 3 (Teil 1); Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG

2.1 b) Geruch/Trübung

Relevanz: Geruch und Trübung sind im TW sicherheitsrelevante und ästhetische Indikatoren, da sie zwar selbst nicht notwendigerweise einen Schaden hervorrufen, aber auf Um-

¹⁷ Soll statt einer Transformationsfunktion mit "Knick" eine differenzierbare Funktion Verwendung finden, dann käme in Abbildung 1 (links) bspw. $TNW = f(GKZ) = 1 - (GKZ/100)^{0,15}$ in Frage.

stände hinweisen (z.B. längere Verweildauer in der Leitung), die einen (Gesundheits-)Schaden (z.B. durch verstärkte Verkeimung) begünstigen können.

Da BW (auch Löschwasser) nicht für den menschlichen Genuss bestimmt ist, haben dafür und für AW beide Indikatoren keine Relevanz.

Insbesondere der Geruch kann aber sehr wohl eine Beeinträchtigung des Wohlbefindens verursachen, der durch die Messung bzw. Bewertung der Akzeptanz (4.3) im Rahmen der sozialen Ziele Rechnung getragen wird.

Quantifizierung: Grundsätzlich kann die Messung des Geruchs mittels (subjektiver) TON-Geruchsschwellenwerte und der Trübung anhand von Streulichtmessung mit Formazin als Standard (FTU bzw. NTU) erfolgen. Die TON-Skala reicht von 0 bis 3 (→ Transformationskurve); NTU-Werte reichen von 0,02 (sauberstes Wasser) über 0,1-0,5 (TW im Wasserwerk) und 1-3 (TW im Haushalt) bis >1000 (AW) (vgl. <http://de.wikipedia.org/wiki/Tr%C3%BCbung>). „Der Grenzwert [NTU = 1] gilt als eingehalten, wenn er am Ausgang des Wasserwerkes nicht überschritten wird.“ (Quelle: TrinkwV)

Da tatsächliche Messungen dieser Art nicht vorgesehen sind, könnten für die Bewertung im Rahmen von TWIST++ (vor allem im Zusammenhang mit semivermaschten Netzen) auch Näherungswerte verwendet werden, die auf Basis entsprechender Literaturwerte aus den veränderten Strömungsverhältnissen im untersuchten Leitungsnetz abgeleitet werden (auffällige Trübungs- oder Geruchserscheinungen sind bspw. in semivermaschten Netzen seltener).

Generell gilt, wie schon beim Parameter „Keimzahl“, dass die Wahrscheinlichkeit, dass Trübungs- oder Geruchserscheinungen die Trinkwasserqualität (hier: im Sinne der Sicherheit der Versorgung) negativ beeinflussen. Wichtigster Indikator ist wieder die Fließgeschwindigkeit. Sobald diese beim Tagesmittelverbrauch unter 0,005 m/s sinkt, besteht eine erhöhte Gefahr der Stagnation und damit für Trübung und Geruchsprobleme.¹⁸

Referenzsystem: Im Regelfall sind Trübung und Geruch bei konventionellem TW nicht wahrnehmbar, was zu LF = 100% führt. Sind Geruch oder Trübung wahrnehmbar, wäre LF = 0 angezeigt (→ Sprungstelle; vgl. Abb. 1, rechts). Insbesondere wenn im untersuchten Modellgebiet Alternativen bei der TW-Versorgung eine Rolle spielen, kann alternativ dazu für die Bewertung der Anteil der Verbraucher Berücksichtigung finden, bei denen es bzgl. Geruch und Trübung zu Auffälligkeiten kommt. Im Regelfall ist dieser Anteil sehr gering (LF → 100%). Falls es aber zu Auffälligkeiten kommt, kann mittels des Anteils eine differenziertere Bewertung erfolgen, ohne dass Messungen erfolgen müssen.

Transformationskurve: Ausgehend von LF = 100% für als geruchs- und trübungsfrei wahrgenommenes TW gibt es Abschläge für das Vorliegen bestimmter Umstände (z.B. verlänger-

¹⁸ Einer Verkeimung sowie Geruchsbildung und Trübung durch Stagnation kann mittels Spülung oder Erneuerung der Leitung entgegen gewirkt werden, was Kosten verursacht. Sofern diese Kosten anfallen, sind sie in Abschnitt 3.1 zu berücksichtigen.

te Spülzyklen, überdimensionierte Querschnitte, Stagnation) oder entsprechend dem Anteil der Haushalte mit Auffälligkeiten bei Trübung oder Geruch. Alternativ kann, wie im Falle der Keimzahl, die Anzahl der Haushalte in die Bewertung eingehen, in denen das TW Trübung oder Geruch aufweist.

Gesetzliche Grundlagen: Trinkwasserverordnung, Anlage 3 (Teil 1)

3 Ökonomische Ziele

3.1 Aufwendungen: Investitions- und Nettobetriebskosten

Relevanz: Bei den Kosten von Infrastrukturen wird meist zwischen Investitions- und laufenden Kosten unterschieden, da beide Kostenarten bei den Kostenträgern unterschiedliche Belastungsmuster hervorrufen (Investition: meist einmalig, zu Beginn, rel. hoch; laufende Kosten: laufend über die gesamte Nutzungsdauer). Letztlich ergibt sich daraus aber *ein* Indikator für die Kostenbelastung der Betreiber bzw. Nutzer, die sich unmittelbar auf die Tarife auswirkt.

Quantifizierung: Investitionskosten werden grundsätzlich auf Basis der (bilanziellen) Nutzungsdauer und der Diskontrate (1,5%) in Annuitäten umgerechnet (vgl. UBA 2012).^{19,20}

Die (durchschnittlichen) laufenden Kosten werden für jeweils ein Jahr bestimmt. Sie beinhalten Sachkosten (Betriebs- und Hilfsmittel einschließlich Energiekosten) sowie Personalkosten; Wartung und Instandhaltung können pauschal als Anteil der Investitionskosten angesetzt werden. Eventuelle Erlöse (z.B. für den Verkauf von Brauchwasser oder rezyklierten Nährstoffen) werden von den Betriebskosten abgezogen.²¹ Die jährlichen Gesamtkosten werden durch die Anzahl der angeschlossenen Nutzer dividiert. Die Alternative, Kosten pro Kubikmeter, ist als Vergleichsmaßstab nicht geeignet, da dadurch Kosteneinsparungen durch eine Verringerung der in Anspruch genommenen Wassermenge (z.B. durch Wasserrecycling) nicht angemessen abgebildet würden.

Referenzsystem: Wegen des Kostendeckungsprinzips und des Kostenminimierungsgebots kann zumindest für die Abwasserentsorgung und die öffentliche Wasserversorgung gelten, dass Kosten und Erträge einander im Wesentlichen entsprechen. Daher kann in der Umsatz-, Investitions- und Kostenstrukturstatistik des Statistischen Bundesamtes (Fachserie 4, Reihe 6.1; z.B. DeStatis 2014) der Umsatz (oder weitgehend äquivalent: Bruttoproduktionswert, BPW) als Maß für die Gesamtkosten angesehen werden. Im Jahr 2010 (für welches Daten auch hinsichtlich der Wasserabgabe und des Abwasser- und Schmutzwasseraufkommens vorliegen) betrug der BPW für TW-Ver- und AW-Entsorgung 9,19 bzw. 10,42 Mrd. €. Bei einer Wasserabgabe zum Letztverbrauch in Höhe von 4,5 Mrd. m³ und einem Schmutzwasseraufkommen von 5,01 Mrd. m³ bedeutet das Kubikmeterkosten von 2,04 € für TW und 2,08 € für AW. Bei einem durchschnittlichen Wasserverbrauch von 44,9 m³/(E*a)

¹⁹ Im Gegensatz zu den KVR-Leitlinien (DWA 2012), die eine Diskontrate von 3% vorgeben, schlägt die UBA-Methodenkonvention für langlebige Güter (>50 Jahre) den halben Satz vor, um auch in der zweiten Hälfte der Nutzungsdauer kostenträchtige Ereignisse angemessen abzubilden.

²⁰ Bei bereits bestehenden Anlagen kommt der Wiederbeschaffungswert zum Ansatz. Der tatsächliche (Restbuch)Wert findet in Abschnitt 3.2 Berücksichtigung.

²¹ Hier ist eine Überlappung mit den Bereichen Ressourcenverbrauch (Kriterium 1.7) und -rückgewinnung (Kriterium 1.8) unübersehbar. Die Kriterien sind zwar offensichtlich nicht unabhängig. Dennoch sind sie für die jeweiligen Ziele (Ziel 1: ökologische Nachhaltigkeit und Ziel 3: Wirtschaftlichkeit) von so großer Bedeutung, dass sie ungeachtet der Bedenken beibehalten werden.

ergeben sich daraus jährliche Gesamtkosten pro Einwohner in Höhe von 184,99 € für die TW-Ver- und AW-Entsorgung mittels konventioneller Infrastruktur.

Alternativ können die Kosten der konventionellen Wasserver- und Abwasserentsorgung aus den vom Statistischen Bundesamt veröffentlichten, durchschnittlichen Kubikmeterpreisen und den anteiligen Grundgebühren ermittelt werden.²² Sie betragen für das Jahr 2010 2,35 bzw. 2,50 €/m³ und decken nicht die Kosten ab, die über Beiträge, Baukostenzuschüsse oder Subventionen finanziert werden. Die im Vergleich mit den oben ermittelten durchschnittlichen Kosten höheren Entgelte können damit erklärt werden, dass im Rahmen der Tarifgestaltung die Haushalte höhere Kubikmeterpreise zahlen als gewerbliche oder industrielle, insbesondere Sondervertragskunden mit (viel) höheren Verbrauchsmengen.

Der Anteil der Investitionen wies im Zeitraum 2008 bis 2012 (und davor) deutliche Schwankungen und in der Wasserversorgung darüber hinaus eine fallende Tendenz auf. Deshalb wurde zur Ermittlung eines akzeptablen Durchschnittswertes das 5-Jahresmittel ermittelt. Die entsprechenden Anteile an den Gesamtkosten betragen 20,9% bei der TW-Versorgung und 26,9% bei der AW-Entsorgung. Pro Einwohner und Jahr summieren sich damit die Investitionen auf 44,27 €.

Transformationskurve: Die aus den von DVGW und DWA veröffentlichten, durchschnittlichen Kubikmeterpreisen und dem durchschnittlichen Wasserverbrauch berechneten jährlichen pro-Kopf-Kosten der konventionellen Wasserver- und Abwasserentsorgung werden mit $LF = 50\%$ gleichgesetzt; keine Kosten entsprächen $LF = 100\%$; die Kurve ist linear.

3.2 Flexibilität/Systemwechselbereitschaft

Relevanz: Die Bereitschaft und Fähigkeit zum Wechsel des Infrastruktursystems ist für alle Bereiche (AW, BW und TW) relevant und wird durch zwei Faktoren bestimmt:

(1) Der **abzuschreibende Restbuchwert** (aRWB) bestimmt, welcher Wert bei Ersatz der vorliegenden (konventionellen) Infrastruktur durch eine (z.B. innovativere) Alternative obsolet würde und abgeschrieben werden müsste und damit Kosten in entsprechendem Umfang verursachen würde. Die im Falle eines hohen Restbuchwerts anfallenden hohen Kosten senken die Bereitschaft zum Wechsel substantiell.

(2) Die **bilanzielle Nutzungsdauer** (bND) der neu zu errichtenden Infrastruktur beeinflusst die Möglichkeit zu einem Wechsel zu einem späteren Zeitpunkt, wenn dies aufgrund jetzt noch nicht absehbarer Veränderungen geboten erscheint. Je länger die Nutzungsdauer, desto höher zu jedem Zeitpunkt der Restbuchwert und damit die Kosten des Wechsels.

Beide Faktoren wirken kumulativ.

²² Wasserversorgungsentgelte:
<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgelt.html> (21.5.2015)

Abwasserentsorgungsentgelte:
<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgeltEntsorgungBL.html> (21.5.2015)

Quantifizierung: Der aRBW der vorhandenen (konventionellen) Infrastruktur wird zweckmäßigerweise, z.B. anhand des Alters und der maximalen Nutzungsdauer, als Prozentsatz des Anschaffungswertes bestimmt. Bei nicht zuvor schon vorhandener (konventioneller) Infrastruktur beträgt der aRBW 0. Im Übrigen ist hervorzuheben, dass im Falle der Planung einer innovativen Infrastrukturalternative der abzuschreibende Restbuchwert (der obsoleten konventionellen Infrastruktur) nicht allgemein, sondern immer nur in Abhängigkeit von den konkreten Umständen (d.h. Alter und Zustand der konventionellen Infrastruktur) bestimmt werden kann.

Die bilanzielle Nutzungsdauer wird in Jahren angegeben, wobei für Infrastrukturen, die aus mehreren Komponenten mit unterschiedlicher Nutzungsdauer bestehen (z.B. 40 Jahre für Gebäude, 20 Jahren für Maschinen, 10 Jahre für Elektronik), die mit dem Teilwert gewichtete durchschnittliche Nutzungsdauer bestimmt wird.

Referenzsystem: Für die Referenz-, d.h. die konventionelle Infrastruktur ist der aRBW irrelevant bzw. beträgt 0 (unabhängig davon, ob diese Referenzinfrastruktur tatsächlich existiert).

Die Ermittlung der durchschnittlichen, bilanziellen Nutzungsdauer der Referenzinfrastruktur erfolgt durch Aufteilung in die Bereiche AW-Behandlung, AW-Ableitung und TW-Versorgung, deren Anteile an den Gesamtkosten mit 32%, 25% und 43% angenommen wird. In allen Bereichen wird zwischen baulichen Investitionen und Investitionen in Maschinen und Steuerung unterschieden, die entsprechend den KVR-Leitlinien (DWA 2012, S. 24) Kostenanteile von 62,5% bzw. 37,5% ausmachen. Ebenfalls auf Basis der KVR-Leitlinien (DWA 2012, S. 58f.) werden die Nutzungsdauern der baulichen Investitionen für AW-Behandlung, AW-Ableitung und TW-Versorgung auf 30 bis 40, 40 bis 80 bzw. 30 bis 60 Jahre geschätzt. Für Maschinen und Steuerungen werden die entsprechenden Nutzungsdauern auf 10 bis 20, 10 bis 30 bzw. 10 bis 20 Jahre geschätzt. Daraus resultiert für die gesamte konventionelle Infrastruktur eine investitionskostengewichtete mittlere Nutzungsdauer von 34,6 Jahren.

Für die konventionelle (Referenz-)Infrastruktur beträgt die LF entsprechend der Nutzungsdauer von 34,6 Jahren 22%.

Transformationskurve: Der abzuschreibende Restbuchwert (aRBW; in % des Anschaffungswertes) kann durch Subtraktion von 100% unmittelbar in den entsprechenden LF-Wert übersetzt werden (d.h. aRBW=70% → 30% LF; aRBW=10% → 90% LF usw.)

Die Vorgehensweise bzgl. der bilanziellen Nutzungsdauer ist analog: bND=0 Jahre (d.h. keine Anlage oder eine mit sehr kurzer Nutzungsdauer erforderlich) ergibt 100% LF, bND=80 Jahre (d.h. Anlage mit der längsten Nutzungsdauer, z.B. AW-Kanal) ergibt 0% LF, dazwischen lineare Interpolation.

4 Soziale Ziele

4.1 Bequemlichkeit (Servicequalität)

Relevanz: Ursprünglich war daran gedacht, die Anzahl von Beschwerden von Kunden bei Wasserver-/Abwasserentsorger als Maß für die Zufriedenheit anzunehmen. Aber nur ein Teil der Beschwerden bezieht sich auf die Versorgung selbst (z.B. Wasserdruck, -farbe, -geruch). Außerdem wäre es schwierig, diesen Indikator auf neue Systeme anzuwenden (Erfahrungswerte fehlen). Stattdessen wird der Vorschlag gemacht, den Zeitaufwand des Nutzers für die Infrastruktur als Maß für die Zufriedenheit anzunehmen. Dieser ist im konventionellen System niedrig, kann aber durch Anwendung geeigneter Geschäftsmodelle auch im Bereich dezentraler Systeme auf ein niedriges Niveau gesenkt werden.

Versorgungseinschränkungen, die ebenfalls Einfluss auf die Zufriedenheit haben, werden in 5.3 behandelt.

Quantifizierung: Die Quantifizierung der Aufwandsschätzung erfolgt anhand der Anzahl der Stunden, die der Nutzer pro Jahr im Zusammenhang mit der Wasserver- und Abwasserentsorgung aufwenden muss (regelmäßige und außerplanmäßige Überwachung und ggf. eigene Wartungsarbeiten, Verwaltung). Die Abschätzung des Aufwandes erfolgt ggf. durch Befragung betroffener Bürger z.B. in Wohlsborn-Rohrbach und/oder Experteneinschätzung aus dem Projekt heraus.

Referenzsystem: Der Aufwand des Nutzers bei der konventionellen Wasserver- und AW-Entsorgung beschränkt sich auf das Ablesen des Zählers, Schriftverkehr und Überweisung des Rechnungsbetrages sowie kleinere handwerkliche Arbeiten wie das Entfernen von Rohrverstopfungen – alles in Allem wenige Stunden pro Jahr. Er kann u.U. z.B. bei kalkhaltigem Wasser durch zusätzlich notwendige Wartungsarbeiten aber auch höher sein.

Transformationskurve: Kein Aufwand (0 Stunden/Jahr) entspräche $LF = 100\%$; tatsächlich ist in jedem System mit einem Minimalaufwand für die Zählerablesung und das Nachvollziehen der Abrechnung und Abbuchung des Entgeltes zu rechnen. Diese ist im konventionellen System im Vergleich zu vielen dezentralen Systemen so gering, dass sie mit $LF = 90\%$ angesetzt wird; bei höheren Zeitaufwänden wird der Abschlag linear extrapoliert.

4.2 Wirtschaftliche Belastung (Bezahlbarkeit)

Relevanz: Grundsätzlich wird die Wirtschaftlichkeit, d.h. die Kosten von innovativer und konventioneller Infrastruktur in Teilziel 3.1 betrachtet und bewertet. Hier geht es darum, inwiefern für die einzelnen Nutzer besondere Belastungen auftreten, also z.B. hohe Einmalzahlungen (bspw. für private Anschaffung einer Kleinkläranlage, vgl. aber auch Baukostenzuschuss bei zentraler Wasserver- und AW-Entsorgung) und wie diese ggf. durch ein geeignetes Geschäftsmodell vermieden werden können.

Quantifizierung: Sammlung und Diskussion möglicher Argumente erfolgt **qualitativ** im Vergleich mit der bestehenden, konventionellen Infrastruktur (qualitative Bewertung der jeweiligen Aspekte von Spitzenbelastungen (Fixkosten zu Beginn oder zu bestimmten Zeitpunkten) in Abhängigkeit von der institutionellen Ausgestaltung)

Referenzsystem: Die Sammlung und Gewichtung der Argumente erfolgt für die konventionelle Infrastrukturalternative anhand der derzeitigen Kostenstruktur und institutionellen Ausgestaltung.

Transformationskurve: Aufgrund der Anzahl und des Gewichtes der Argumente könnten Zu- und Abschläge auf die Bewertung der konventionellen Infrastruktur (50% LF) getätigt werden. Dazu müssten Argumente für Zu- und Abschläge im gesamten Projekt zunächst gesammelt und dann vergleichend bewertet werden; die einzelnen Werte kämen anschließend in allen Fallstudien zur Anwendung. Beispiele könnten sein:

- Hohes ... kein Investment zu Beginn der Nutzung: -20 bis +20% LF je nach Unterschied;
 - Periodische Fix-Gebühren (z.B. jährlich, vierteljährlich): -10 bis +10% LF je nach Höhe und Periodendauer
 - Verteilung von hohen fixen Kosten bei einzelnen Nutzern auf mehrere Nutzer: -10 bis +10% LF je nach Belastung und Anzahl der Köpfe
 - Möglichkeit unerwarteter Zahlungsverpflichtungen: -20 bis +20% LF je nach Höhe und Wahrscheinlichkeit;
- alle Bewertungen jeweils im Vergleich zu konventionellen Infrastruktur.

4.3 Belästigung der Nutzer oder Dritter im Betrieb

Relevanz: Als mögliche Belastungsquellen kommen Lärm, Geruch und Schnaken in Frage. Auch die Ästhetik von Ver- oder Entsorgungsanlagen könnte eine Rolle spielen. Maßgeblich ist die Häufigkeit und Dauer des Auftretens einer (oder mehrerer) Belastung(en), die (empfundene) Intensität und die Anzahl der Betroffenen.

Quantifizierung: Aufgrund der Vielzahl der zu berücksichtigenden Parameter ist hier nur eine **qualitative** Behandlung möglich. Berücksichtigung der jeweiligen Aspekte zu Dauer, Häufigkeit und Art (Ästhetik, Optik, Geräusche und Gerüche, Ungezieferbelastung) sowie empfundene Intensität der Belastung während der Betriebsphase.

Referenzsystem: Die Sammlung und Gewichtung (ggf. mittels AHP-Methode) der Argumente erfolgt auch für die und im Vergleich zur konventionellen Infrastrukturalternative.

Transformationskurve: Aufgrund der Anzahl der Belastungsmedien (Geruch, Lärm, Schnakenplage usw.) könnten Abzüge vom belastungsfreien Idealzustand (100% LF) getätigt werden, z.B. -10% je Medium und dazu Abschläge (z.B. jeweils -10% bei besonders großer Häufigkeit, Intensität oder Anzahl der Betroffenen). Das könnte theoretisch auf einen Wert

von <0% hinauslaufen; dann müssten die Abschläge für alle Fallstudien einheitlich angepasst werden.

Im Bereich der sozialen Ziele existieren generell keine für die Bewertung relevanten gesetzlichen Vorgaben.

5 Technische Ziele

5.1 Anfälligkeit für Prozessstörungen (im Normalbetrieb)

Relevanz: Hier stellt sich die grundlegende Frage: Wie groß ist im Normalbetrieb die Wahrscheinlichkeit, dass es zu Störungen kommt? Als Richtgröße gelten für Trinkwassernetze 0,1 Schäden pro Kilometer und Jahr also eine Störung pro Jahr auf zehn Kilometer (DVGW W 400-3). In der Regel merkt der Nutzer die Störung nicht, da das Netz redundant ausgelegt ist (vermascht). Störungen (Rohrbruch) sind i.d.R. innerhalb einiger Stunden behoben.

- Die Kapazitätsauslastung kann für TW insofern als Indikator dienen, als das Vorhandensein gewisser Kapazitätsreserven die Möglichkeit eröffnet, auftretende Störungen zu kompensieren. Der Bewertungsbonus für eine verringerte Auslastung muss aber begrenzt sein, damit nicht besonders schlechte Auslastungsgrade generell belohnt werden.

Andere Indikatoren, die zur Bewertung herangezogen werden könnten, sind:

- TW: Redundanz des Netzes: Vermaschte Netze sind von Natur aus zuverlässiger als verzweigte, da das Trinkwasser jedem Nutzer über mindestens zwei Leitungen zufließen kann (n-1-Prinzip).
- AW: Schäden im konventionellen Kanalnetz sind die Regel, die (direkten) Auswirkungen stellen die Funktionsfähigkeit des Systems kurz- bis mittelfristig aber meist nicht in Frage. Es genügt turnusmäßige Überwachung und Instandhaltung. Im Gegensatz dazu führt ein Schaden am Vakuumnetz zum Versagen und muss kurzfristig repariert werden. Es stellt sich also mit Blick auf die **Schadensanfälligkeit** nicht nur die Frage, wie häufig Schäden auftreten, sondern welche Auswirkungen sie haben und mit welchem Aufwand ihre Beseitigung verbunden ist. Bei Kleinkläranlagen gibt es wiederum keine oder nur kleine Kanalnetze. Die Anzahl der Betroffenen ist dadurch ebenso geringer wie die Größe verursachter Schäden. Gleiches gilt in diesem Fall für die Abwasserbehandlung: der Ausfall einer Kleinkläranlage betrifft das Abwasser nur weniger Nutzer.
- **Knowhow-Verfügbarkeit** ist entscheidend dafür, dass die Ursache von Störungen schnell identifiziert und die Störungen beseitigt werden können. Das Fehlen entsprechenden Knowhows deutet auf eine höhere Störungshäufigkeit (hauptsächlich im hochtechnisierten Bereich des AW) hin. Ursachen dafür könnten sein:
 - Eine neue Technologie ist noch nicht weit verbreitet und es fehlt ein gut ausgebautes Kundendienstnetz (auch (zertifizierte) Installateure, die sich mit der neuen Technologie auskennen);
 - Infrastrukturelemente (z.B. Kleinkläranlagen) werden von den Nutzern betrieben, denen das Knowhow zur Erkennung (und Beseitigung) von Störungen fehlt. Hier kann ein professionelles Betreibermodell Abhilfe schaffen.

Quantifizierung: Im Grunde sollten zwei Aspekte unterschieden werden: erwartete Schadensanfälligkeit und Knowhow-Verfügbarkeit. Die Kapazitätsauslastung als wichtiger Aspekt der Schadensanfälligkeit könnte quantitativ in Form eines Auslastungsgrades in % bewertet werden. Problematisch erweist sich hierbei die Festlegung der Schranken der Transformationskurve. Alternativ bietet sich die qualitative oder halbquantitative Betrachtung an, eventuell

auch als ja/nein-Aussage in Bezug auf die Abdeckung eines bestimmten Spitzenbedarfes oder als Liste von Erfüllungskriterien. Außerdem werden mit Blick auf die Schadensanfälligkeit auf Seiten von TW und AW Argumente gesammelt und ausgewertet, die einen Einfluss auf Schadenshäufigkeit und -schwere haben. Bezüglich Knowhow-Verfügbarkeit gilt Vergleichbares für die Argumente, die einen Einfluss auf die Beseitigung der Störungen haben.

Referenzsystem: Die Sammlung und Gewichtung der Argumente erfolgt auch für die und im Vergleich zur konventionellen Infrastrukturalternative ggf. in Abhängigkeit der institutionellen Rahmenbedingungen. Für die durchschnittliche konventionelle Infrastruktur wird im Hinblick auf Kapazitätsauslastung und Schadensanfälligkeit LF = 50% und hinsichtlich Knowhow-Verfügbarkeit LF = 80% gesetzt.

Transformationskurve: Abhängig von der Anzahl und Relevanz der (im Projekt insgesamt) identifizierten Einflussfaktoren könnten sowohl für die Schadensanfälligkeit als auch für die Knowhow-Verfügbarkeit Zu- oder Abschläge festgelegt werden, die die neue, innovative Infrastruktur gegenüber der konventionellen besser- bzw. schlechter stellen. Dabei könnte die konventionelle Infrastruktur bei der Schadensanfälligkeit mit 50% LF angesetzt werden (da Abweichungen sowohl nach oben als auch nach unten möglich sind), während für die (hohe) Knowhow-Verfügbarkeit ein hoher Wert (z.B. 80% LF) anzusetzen wäre. Mögliche Boni/Mali könnten sein (ist zu diskutieren):

- Für Schadensanfälligkeit: Verzweigte anstelle von vermaschten Netzen (-20% LF); modulare Bauweise mit redundanten Prozesskomponenten (+20% LF); (nicht ausgelastete) Reservekapazität (bis +20%; Reserveanteil)²³; Prozesse, die leicht gestört werden können (z.B. Biologie in KKA: -20% LF) Vorhandensein eines Wartungsvertrages (+10% LF) oder einer Fernüberwachung (+20% LF) bei dezentralen Komponenten; Möglichkeit/Häufigkeit des Totalausfalls (Vakuumkanal; -20% LF) bei guter (+10% LF) oder schlechter Zugänglichkeit (-10% LF).
- Für Knowhow-Verfügbarkeit: Gegenüber durch den Nutzer betriebenen dezentralen Anlagen (30% LF) bringt das Vorhandensein eines Wartungsvertrages (+10% LF); Contracting mit Fernüberwachung (+30% LF); ausgebautes Kundendienstnetz (+20% LF). Insgesamt wären hier also 80% LF ebenso erreichbar wie beim konventionellen System.

Für die Bewertung existieren keine relevanten gesetzlichen Vorschriften oder Grenzwerte, aber:

- Regelwerk zur Ermittlung des Spitzenbedarfs
- Arbeitsblatt W 410 2008-12 Wasserbedarf - Kennwerte und Einflussgrößen

²³ Kapazitätsauslastung (Reservekapazität): Kann anhand des Stundenspitzenbedarfes (jetzt und zukünftig) bewertet werden. Wird die Abdeckung des Stundenspitzenbedarfs gewährleistet, werden 100% LF angerechnet. Andernfalls würde die LF entsprechend niedriger ausfallen (=0?). (Unvermeidbare) Wasserverluste gehen pauschal mit 5 oder 6% bereits in die Kapazitätsplanung einer Wasserversorgung mit ein. Ein Brandfall stellt einen temporären Sonderfall dar. Hier darf der Druck und Menge des Wassers in den Haushalten aufgrund der Löschwasserentnahme kurzzeitig abfallen oder ganz ausfallen, ohne dass es negativ zu bewerten wäre.

- Arbeitsblatt W 400-1 2015-02 Technische Regeln Wasserverteilungsanlagen (TRVV); Teil 1: Planung

5.2 Auswirkungen eines Versagenszustandes

Relevanz: Im Falle eines Versagens der **AW-Behandlung** gelangt Schmutzwasser ungeklärt in die Umwelt. Als Indikator für dieses Versagen kann die dadurch in die Gewässer eingeleitete CSB-Fracht angesehen werden. Natürlich gelangen auch andere Stoffe wie z.B. die Nährstoffe N und P in die Umwelt, aber der CSB-Wert ist für alle Anlagen reguliert und weist daher die beste Datenverfügbarkeit auf. Die Wirkung des ungeklärten Abwassers hängt außerdem davon ab, wie empfindlich das empfangende Gewässer ist (z.B. Wasserschutzgebiet, Badegewässer, Gewässer mit geringer Wasserführung).

Ein Komplettausfall der Trinkwasserversorgung ist äußerst selten. Sollte dieser (Katastrophen- oder Krisen-)Fall jedoch einmal eintreten, würde die Trinkwasserversorgung entweder komplett eingestellt werden oder nur in verminderten Mengen (qualitativ und quantitativ) erfolgen. Im Katastrophen- oder Krisenfall ist dann alternativ eine Versorgung mittels Flaschen, abgepackten Wasser, Tankwagen oder über Notbrunnen und Notverbundleitungen möglich. Mit Ausnahme des Fehlens von Spülwasser für die Toiletten sind direkte Auswirkungen auf die Umwelt oder die menschliche Gesundheit daher nicht zu erwarten. Ähnliches gilt für BW, wobei hier, soweit verfügbar, ein Ersatz durch TW stattfinden würde. Der Indikator hat daher nur für AW Relevanz.

Quantifizierung: Die Bestimmung erfolgt als CSB-Fracht in Gramm, die in den Vorfluter gelangt, und wird zum mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Vorfluters ins Verhältnis gesetzt. In diesem Zusammenhang kommt ein Schwellenwert zum Ansatz, unterhalb dessen nicht von einer Schädigung auszugehen ist. Die maximal zulässige CSB-Konzentration im Ablauf einer großen Kläranlage (75 mg/l) könnte einen Ansatzpunkt für diesen Schwellenwert darstellen. In diesem Fall wird die Fracht im Vorfluter nur gezählt, soweit sie den Schwellenwert überschreitet. Auf dieser Grundlage wird der Anteil der Gesamtfracht (in %) bestimmt, der als schädlich anzusehen ist.

Referenzsystem: Die Berechnung des schädlichen Anteils wird sowohl für die neue als auch die konventionelle Infrastruktur durchgeführt. In beiden Fällen müssen hinsichtlich des Einleitgewässers identische, lokal vorliegende Bedingungen zugrunde gelegt werden.

Transformationskurve: Je kleiner (größer) der Anteil der im Schadensfall über den Schwellenwert hinaus gehenden CSB-Fracht, desto größer (kleiner) der LF-Wert der entsprechenden Infrastruktur (0% Anteil → 100% LF; 100% Anteil → 0% LF; dazwischen linearer Verlauf).

(Es existieren keine gesetzlichen Vorschriften oder Grenzwerte.)

5.3 Bereitstellung von Löschwasser

Relevanz: Primär ist zu prüfen, ob die erforderliche Löschwassermenge für den Grundschutz bereitgestellt werden kann (z.B. Mengen entsprechend DVGW W 405 an den Hydranten bei netzgebundener Löschwasserbereitstellung). Sekundär muss die Löschwasserbereitstellung sichergestellt sein, wenn die TW- (oder BW-) Versorgung (ggf. auch Energieversorgung) gestört ist. Ein Notfall liegt nach Mutschmann und Stimmelmayer (2007) in diesem Zusammenhang vor, wenn eine oder mehrere Störungen auftreten, die nicht unmittelbar behoben werden können und die im betroffenen Versorgungsgebiet den Übergang vom Normalbetrieb zu einer geplanten Notversorgung erfordern (was selten der Fall ist). Davon betroffen ist in erster Linie die netzgebundene Löschwasserbereitstellung, während netzentkoppelte Alternativen (wie z.B. Löschwasserbrunnen oder -teiche) auch im Störfall oder Krisen- und Katastrophenfall Löschwasser liefern. Der Indikator bezieht sich auf die Bereiche TW und ggf. BW.

Quantifizierung: Primär: Verfügbarkeit der Löschwassermengen für den Grundschutz nach DVGW-Arbeitsblatt W 405 in Abhängigkeit der Brandlast und Bebauung im Umkreis von bis zu 300 m um das Brandobjekt über einen Zeitraum von 2 Stunden. Eine volle Abdeckung des betrachteten Versorgungsgebietes (oder Quartiers) mit den erforderlichen Löschwassermengen führt zu einer LF = 100%. Sobald ein gewisser Teil der Gebäude nicht mehr mit den erforderlichen Löschwassermengen abgedeckt werden kann, sinkt die LF entsprechend dem Anteil der versorgten Gebäude.

Sekundär: Aufrechterhaltung des Grundschutzes mit den erforderlichen Löschwassermengen im Katastrophenfall. Ermittlung der Wahrscheinlichkeit, dass die Löschwasserbereitstellung in diesem Fall sicher gestellt werden kann. Dabei ist zu berücksichtigen, dass je nach Rahmenbedingungen unterschiedliche Faktoren diese Wahrscheinlichkeit beeinflussen, ohne dass diese Wahrscheinlichkeit und ihre Beeinflussung im Einzelnen quantitativ bestimmt werden können. Es kommt daher ein System von Zu- und Abschlägen zum Einsatz, welches auf einen Durchschnitts-LF-Wert Bezug nimmt, der der Hälfte des LF-Wertes aus dem primären Teil der Quantifizierung entspricht (d.h. bei Versorgung aller Gebäude 50%):

- Redundanz der Löschwasserquelle: +20% LF (LW-Teiche, sonstige Gewässer, Brunnen, Behälter, z.B. auch Swimming Pools; relevant im seltenen Katastrophen- und Krisenfall)
- Fehlende Redundanz des Leitungsnetzes (z.B. Verästelungs- statt vermaschtes Netz): -10% LF (relevant für Störfall wie etwa Rohrbruch im Endstrang bei gleichzeitigen Brandfall)
- Notstromversorgung für Wasserversorgung: +10% LF (seitens Feuerwehren zwecks Wasserentnahme aus einem drucklosen Netz oder anderen Quellen), seitens Wasserversorger bei Ausfall der zentralen Stromversorgung
- Redundanz der Hydranten: +10% LF

Die Berechnung der Zu- und Abschläge vom Durchschnittswert erfolgt sowohl für die neue, innovative als auch die konventionelle Infrastrukturalternative.

Referenzsystem: Von Gesetzes wegen muss die Löschwasserbereitstellung auch im Stör- sowie Krisen- und Katastrophenfall sichergestellt sein. Sollte in diesem Fall kein netzgebundenes Löschwasser bereitgestellt werden können, muss die Feuerwehr andere Wasserquellen (z.B. Swimming Pools, Gewässer) erschließen und/oder über Tankwagen zumindest einen Teil der erforderlichen Löschwassermenge bereitstellen. Daher kann die Löschwasserbereitstellung mittels eines zentralen Verteilnetzes auch im Störfall i.d.R. als sicher angesehen werden, auch wenn diese Sicherheit letztlich nicht dem zentralen System selbst, sondern Ausweichmöglichkeiten zu verdanken ist, die zusätzlich vorhanden sind. Wegen der vorhandenen Redundanzen erreicht die Löschwasserbereitstellung in Deutschland im Durchschnitt eine hohe Leistungsfähigkeit, die an 100% heranreichen könnte. Da in Einzelfällen jedoch gewisse Defizite immer noch vorhanden sind,²⁴ wird für das Referenzsystem ein LF-Wert von 90% angenommen.

Transformationskurve: Gesamt-LF = Summe von Mittelwert (abhängig vom Grad der Löschwasserversorgung im Regelfall) + Zuschläge – Abschläge (für Versorgungssicherung im Krisenfall)

Gesetzliche Mindestmengen der LW-Bereitstellung: DVGW-Arbeitsblatt W 405

5.4 Flexibilität bzgl. sich ändernder Rahmenbedingungen

Relevanz: Dieses Bewertungskriterium zielt darauf ab, ob und wie sich innerhalb der bestehenden Kapazität durch Auslastungs- oder bauliche Änderungen (Zu- oder Rückbau) Anpassungen an sich verändernde Rahmenbedingungen vornehmen lassen. Besteht bspw. ein modularer oder dezentraler Aufbau, dann dürfte es leichter sein, kapazitative Anpassungen vorzunehmen. Mögliche fallspezifische, räumliche Beschränkungen (z.B. kein Platz für einen weiteren Ausbau der vorhandenen zentralen Kläranlage) sind hier ebenfalls zu berücksichtigen. Die wirtschaftlich relevante Frage, ob und wie die ggf. zurückzubauenden Komponenten abzuschreiben sind, wird unter Punkt 3.2 behandelt.

Quantifizierung und Referenzsystem: Zunächst erfolgt eine Analyse auf Expertenbasis, welche Komponenten des Infrastruktursystems (konventionell und innovativ) mit geringem Aufwand, hohem Aufwand oder gar nicht rückbaubar oder expandierbar sind. Berücksichtigung, welche dieser Komponenten evtl. einen Engpass für das gesamte System darstellen und dadurch besondere Relevanz gewinnen. Halb-quantitative Aus- und Bewertung.

Transformationskurve: Grundsätzlich bedeuten 0% und 100% LF in diesem Fall keine bzw. vollständige Anpassungsfähigkeit. Mögliche Herangehensweise: Aufteilung der 100% auf die relevanten Komponenten des Systems, wobei wichtigeren (Schlüssel-)Komponenten (z.B.

²⁴ Zum Beispiel falsch bemessene oder Inkrustierte Rohrleitungen, welche grundsätzlich nicht in der Lage sind, die erforderlichen LW-Mengen bereitzustellen (wie z.B. in Wohlsborn) oder fehlende Hydranten.

Leitungsnetz) ein höherer Anteil zuzuweisen wäre. Für jede Komponente dann Beurteilung, ob leicht anpassbar (→ voller %-Anteil) oder gar nicht (→ 0%) oder dazwischen. Anschließend Aufsummieren der %-Zahlen.

(Keine gesetzlichen Vorschriften oder Grenzwerte.)

5.5 Anforderungen an andere Infrastrukturbereiche

Relevanz: Je höher und vielfältiger die Anforderungen der (konventionellen und innovativen) Wasserver- und Abwasserentsorgungsinfrastruktur an andere Infrastrukturen (z.B. Stromversorgung) sind, desto anfälliger sind sie hinsichtlich möglicher Versagenszustände. Umgekehrt sind sie in dieser Hinsicht umso robuster, je autarker sie sind.

Quantifizierung und Referenzsystem: Für konventionelle und innovative Infrastruktur wird bestimmt, von welchen anderen Infrastrukturbereichen sie abhängen (z.B. Energie, Datenetze, Ab-/Wasser, Abfall) und wie stark die Abhängigkeit ist.

Transformationskurve: Eine vollständig autarke Infrastruktur wäre mit 100% LF zu bewerten, pro Infrastruktur, zu der eine Abhängigkeit besteht, gibt es einen Abzug von 10 bis 30% LF je nach Intensität.

(Es gibt keine gesetzlichen Vorschriften oder Grenzwerte.)

Die Zusammenfassung der Ergebnisse zur Umsetzung der Indikatoren bei der Bewertung alternativer (Ab-)Wasserinfrastrukturen ist in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

	Kriterium	Indikatoren	Wasser	Quantitativ*	Halbquantitativ*
1.1	Nährstoffbelastung	N, P	AW	1 (2)	0
1.2	Ökotoxische Stoffe/ Wasser	Cu, Zn, Diclophenac, Terbutryn	AW	1 (4)	0
1.3	Sauerstoffzehrende Substanzen	CSB	AW	1 (1)	0
1.4	Ökotoxische Stoffe/ Boden	Cd, Pb, PAK	AW	1 (3)	0
1.5	Emission Klimagase	THG-Äquivalente	AW	1 (1)	0
1.6	Beeinflussung des Mikroklimas		AW	0	1
1.7	Ressourcenverbrauch	Energie, Betriebsstoffe	alle	1 (2)	0
1.8	Ressourcenerückgewinnung	P, N, C, H ₂ O	BW, AW	1 (4)	0
1.9	Flächenverbrauch		AW, (TW)	0	1
2.1a	Verkeimung/Hygiene	Gesamtkeimzahl, Coliforme KbE	TW, BW, (AW)	1 (2)	0
2.1b	Geruch/Trübung	TON, NTU	TW	1 (2)	0
3.1	(Netto) Kosten	Investition, Betrieb	alle	1 (2)	0
3.2	Flexibilität, Systemwechselbereitschaft	Restbuchwert, Nutzungsdauer	alle	1 (2)	0
4.1	Bequemlichkeit	Zeitaufwand	alle	1 (1)	0
4.2	Wirtschaftliche Belastung	Besondere Belastungen	alle	0	1
4.3	Belästigung	Anzahl Medien	alle	0	1
5.1	Störungsanfälligkeit	Schadensanfälligkeit, spezif. Knowhow	TW, AW	0	1
5.2	Auswirkungen des Versagenszustandes	Anteil CSB im Gewässer	AW	1 (1)	0
5.3	Löschwasserbereitstellung	Sicherer Anteil Löschwasserversorgung (Grundschutz)	(TW, BW)	0	1
5.4	Flexibilität bzgl. Rahmenbedingungen	Zu-/Rückbaubarkeit	alle	0	1
5.5	Abhängigkeit	Anzahl d. Infrastrukturen	alle	0	1
	<i>Summe:</i>			13 (27)	8

Anm.: * 0=nein; 1=ja; Anzahl der Ausprägungen (Indikatoren) in ().

Bei halbquantitativer Bewertung wird die Ermittlung eines ungefähren Teilnutzwertes bspw. mittels eines Bonus-Malus-Systems angestrebt.

Insgesamt werden 13 Kriterien mit Hilfe von 27 Indikatoren quantitativ und 8 Kriterien halbquantitativ bewertet.

Quellen

- ATT, BDEW, DBWW, DVGW, DWA, VKU (2015): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2015. Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser
- Böhler, M.; Siegrist, H. (2011): PAK-Dosierung in den Zulauf zur Flockungs-Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon - Grosstechnische Umsetzung im Rahmen ergänzender Untersuchungen zum MICROPOLL-Projekt. DWA-Seminar Weitergehende Abwasserreinigung am 18.1.2011 in Bonn.
- DeStatis (2013a): Abwasserbehandlung – Klärschlamm, Ergebnisbericht 2010. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DeStatis (2013b): Produzierendes Gewerbe. Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen in der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen 2011. Fachserie 4, Reihe 6.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DeStatis (2014): Produzierendes Gewerbe. Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen in der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen 2012. Fachserie 4, Reihe 6.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DWA (2010): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2010. Stickstoff unter der Lupe. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- DWA (2011): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2011. Stromverbrauch: 4300 Kläranlagen unter der Lupe. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), 8. überarbeitete Auflage, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Behrendt, H.; Opitz, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Texte 54/2002, Berlin: Umweltbundesamt.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Götz, T. (2010): Berechnung der Schadstoffeinträge in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Texte 45/2010, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Fuchs, S.; Dimitrova, S.; Kittlaus, S.; Wander, R.; Reld, L.; Tettenborn, F.; Bach, M. (2014): Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) für die Jahre 2009 bis 2011. Projekt-Nr. 28104, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt

- Götz, T. (2008): Einträge von prioritären Stoffen in Gewässer Untersuchungen am Beispiel von PAK und Blei, Institut für Geographie und Geoökologie (IFGG I) der Universität Karlsruhe (TH) in Kooperation mit dem Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI), Diplomarbeit, Selbstverlag FHG.
<http://publica.fraunhofer.de/starweb/servlet.starweb?path=urn.web&search=urn:nbn:de:0011-n-776189>
- Hillenbrand, T. (2009): Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Schriftenreihe SWW, Band 134, Verlag Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe
- Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Menger-Krug, E.; Marscheider-Weidemann, F.; Fuchs, S.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Metzger, S.; Tjoeng, I.; Wermter, P.; Kersting, M.; Abegglen, C. (2015): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. UBA-Texte 85/2014, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/massnahmen-zur-verminderung-des-eintrages-von>
- Ivashechkin, P. (2005): Literaturlauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. Projekt AZ IV 9- 042 059 für das MUNLV, S.46-49.
- KIT (2015): Verbesserung und Erweiterung der Stoffeintragsmodellierung. Präsentation vom 29.6.2015 im Rahmen des Projektes MoRE im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- MUFV (2007): Steigerung der Energieeffizienz von Abwasseranlagen. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz in Rheinland-Pfalz, Mainz
- MUNLV (2003): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Teil 1. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert durch das MUNLV in NRW.
- Mutschmann, J.; Stimmelmayer, F. (2007): Taschenbuch der Wasserversorgung. 14. Auflage, Springer Vieweg
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Spektrum Akademischer Verlag; Auflage: 15. A.
- UBA (2014): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxidemissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013. Climate change 23/2014, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate_change_23_2014_komplett.pdf